



Forschungsprojekt Auerhuhn & Windenergie

Auswirkungen von
Windenergieanlagen auf Auerhühner

Projektabschlussbericht

Coppes, J., Bollmann, K., Braunisch, V., Fiedler, W., Grünsachner-Berger, V.,
Mollet, P., Nopp-Mayr, U., Schroth, K-E., Storch, I., Suchant, R.



Forstliche Versuchs-
und Forschungsanstalt
Baden-Württemberg



Impressum

Auftragnehmende:

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Wald und Gesellschaft, AB Wildtierökologie in Kooperation mit der Universität für Bodenkultur Wien, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung.

Autoren und Autorinnen:

Joy Coppes, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Wald und Gesellschaft, AB Wildtierökologie.

Kurt Bollmann, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL - Biodiversität und Naturschutzbiologie.

Veronika Braunisch, Universität Bern, Institute of Ecology and Evolution, Conservation Biology.

Wolfgang Fiedler, Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie.

Veronika Grünsachner-Berger, Naturpark Sölkäler GmbH.

Pierre Mollet, Schweizerische Vogelwarte - Förderung der Vogelwelt.

Ursula Nopp-Mayr, Universität für Bodenkultur Wien - Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung.

Karl-Eugen Schroth, Büro für Waldökologie und Kulturlandschaft.

Ilse Storch, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg - Professur für Wildtierökologie und Wildtiermanagement.

Rudi Suchant, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Wald und Gesellschaft, AB Wildtierökologie

Unter Mitarbeit von:

Hendrik Andrén, Leonie Culmann, Judith Ehrlacher, Thomas Huber, Jim-Lino Kämmerle, Annette Kohnen, Monika Pfeifer, Julia Taubmann, Mirjam Willert, Sandra Würstlin

Auftraggeber:

Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg

Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg

Unter Kofinanzierung von:

Bundesverband WindEnergie e.V. (BWE) - Landesverband Baden-Württemberg

Elektrizitätswerk Mittelbaden AG & Co. KG

EnBW - Energie Baden-Württemberg AG

ENERCON

Ökostromgruppe Freiburg

Vindval - Forschungsprogramm der Schwedischen Energie und Umweltbehörde

Windkraft Schonach und RES-Gruppe

Projektabschluss:

30. September 2019

Zitiervorschlag:

Coppes, J., Bollmann, K., Braunisch, V., Fiedler, W., Grünsachner-Berger, V., Mollet, P., Nopp-Mayr, U., Schroth, K-E., Storch, I., Suchant, R. 2019: Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Auerhühner. Hrsg.: Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg und Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Hintergrund	3
1.1 Auftrag	3
1.2 Das Auerhuhn in Europa	4
1.2.1 Auerhuhn im Schwarzwald	5
1.3 Aktueller Wissensstand: Einfluss von Windenergieanlagen auf Raufußhühner	7
1.3.1 Einleitung	7
1.3.2 Ergebnisse der Literaturstudie	7
1.3.3 Diskussion	9
1.3.4 Schlussfolgerungen aus der Literaturstudie	10
1.4 Literatur	11
2 Das Forschungsprojekt	14
2.1 Projektaufbau	14
2.2 Projektdurchführung	15
2.3 Projektpartnerinnen und Projektpartner	16
2.4 Projektbeirat	17
3 Forschungsmodule	18
3.1 Untersuchungsgebiete	19
3.2 Modul: Raum-Zeit-Verhalten	23
3.2.1 Indirekte Nachweise	23
3.2.2 Telemetrie	37
3.3 Modul: Stressphysiologie	50
3.3.1 Methoden	50
3.3.2 Ergebnisse	52
3.3.3 Diskussion	55
3.3.4 Literatur	57
3.4 Modul: Reproduktion	59
3.4.1 Methoden	59
3.4.2 Ergebnisse	61
3.4.3 Diskussion	62
3.4.4 Literatur	63
3.5 Modul: Populationsverbund	64
3.5.1 Methoden	64
3.5.2 Ergebnisse	71
3.5.3 Diskussion	79
3.5.4 Literatur	81
4 Synthese	83
5 Anhang	88
5.1 Artikel: Dramatischer Rückgang der Auerhuhnpopulation im Schwarzwald	88
5.2 Datenbank	100
5.3 Öffentliche Plattform	101
5.4 Zwischenbericht	102
5.5 Monitoring Empfehlungen	120
5.6 Zusätzliche Abbildungen zur Analyse der indirekten Nachweise	122

Zusammenfassung

Im Spannungsfeld zwischen dem Ausbau von Windenergieanlagen (WEA) und dem gesetzlich normierten Auerhuhnschutz wurde das Forschungsprojekt „Auerhuhn und Windenergie“ initiiert. Ziel des Projektes war es, über eine Laufzeit von fünf Jahren fundierte Grundlagen zur Beurteilung des Einflusses von WEA auf Auerhühner zu erarbeiten. Das Forschungsprojekt wurde von zwei Ministerien aus Baden-Württemberg finanziert. Zusätzliche Kofinanzierung kam von verschiedenen Drittmittelgebern. Die Forschungsarbeiten wurden von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg in Kooperation mit der Universität für Bodenkultur Wien durchgeführt. Das Studiendesign, die Entwicklung der Methodik und die Interpretation der Ergebnisse erfolgten im Einvernehmen mit den weiteren Projektpartnern aus Deutschland, Österreich und der Schweiz. Das Projekt wurde von einem Projektbeirat bestehend aus Vertretern der Finanzgeber sowie verschiedener Verbände aus Baden-Württemberg begleitet. Die wichtigsten Inhalte und Ergebnisse der Untersuchungsmodule werden im Folgenden zusammengefasst:

Mit Hilfe von systematischen **Kartierungen von indirekten Auerhuhn-Nachweisen** (z.B. Kot, Federn) in sechs Untersuchungsgebieten in Deutschland, Österreich, und Schweden konnte festgestellt werden, dass die Lebensraumnutzung durch die Tiere mit zunehmender Nähe zu den WEA abnahm. Dieser Effekt war bis zu einer Entfernung von 650 Metern nachweisbar. Bei den **besenderten Tieren** im schwedischen Untersuchungsgebiet lag dieser Wert bei 850 m Entfernung zur WEA. Für die damit durch zwei unabhängige Untersuchungen nachgewiesene, Beeinträchtigung konnte nicht abschließend geklärt werden, welche Faktoren dies in erster Linie verursachen, da Lärm, Schattenwurf und Sichtbarkeit von WEA miteinander korrelieren. Es ist daher möglich, dass die Lebensraumnutzung der Tiere durch Schallemissionen, Schattenwurf, Sichtbarkeit der WEA und der sich drehenden Rotorblätter oder von anderen, durch die WEA verursachten Faktoren beeinflusst wird. Die beschriebene Beeinträchtigung wurde auch in Untersuchungsgebieten festgestellt, in denen die WEA schon seit längerer Zeit in Betrieb sind. Die Tiere scheinen sich daher auch über mehrere Jahre hinweg nicht an den Einfluss der WEA zu gewöhnen. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die Beeinträchtigung nicht nur kurzfristig wirkt (z.B. durch Störung während der Bauphase), sondern auch langfristig. Im Gegensatz zu den negativen Effekten auf die Lebensraumnutzung konnte kein signifikanter Effekt von WEA auf die Auerhuhn-Nachweisdichte festgestellt werden. Die Dichte der Auerhuhn-Nachweise unterschied sich nicht signifikant zwischen WEA-Gebieten und Referenzgebieten ohne WEA. Die Besenderung von Auerhühnern hat zudem gezeigt, dass Lebensräume weniger genutzt werden, je näher sie an den Zufahrtswegen von WEA liegen. Dies weist auf eine weitere, nicht direkt durch die Anlagen, sondern durch die Weginfrastruktur verursachte Beeinträchtigung der Vögel hin.

Für eine Bewertung von Einflüssen der WEA auf den **Reproduktionserfolg** von Auerhühnern konnte im Rahmen des Projektes nur im schwedischen Untersuchungsgebiet eine ausreichende Datengrundlage erarbeitet werden. Der Index für den Reproduktionserfolg (Anzahl Küken pro Henne) war in den drei Untersuchungsjahren im Windpark mit der Referenzfläche ohne WEA vergleichbar. Damit konnte in diesem Untersuchungsgebiet kein Einfluss von WEA auf den Reproduktionserfolg nachgewiesen werden. Die Analyse von **Stresshormonabbauprodukten** im Auerhuhnkot aus den Untersuchungsgebieten in Deutschland, Österreich und Schweden ergab keine Hinweise auf eine Erhöhung des Stresshormonlevels bei Auerhühnern als Folge der WEA. Eine systematische **Literaturrecherche** zeigte eine Vielzahl potentieller Wirkungen von WEA auf Raufußhühner auf, dazu gehören v.a. Veränderungen im Raum-Zeit-Verhalten. Zudem sind in der Literatur Kollisionen von mehreren Raufußhuhn-Arten, darunter auch Auerhühner, mit WEA dokumentiert.

Mit Hilfe der **genetischen Analyse** von Kotproben konnte nachgewiesen werden, dass Auerhühner im Schwarzwald große Strecken zurücklegen (>50 km Luftlinie) und daher in der Lage sind, zwischen den einzelnen Teilgebieten der Population zu wechseln. Es wurden unter anderem auch Bewegungen über das topographisch tiefste und breiteste Tal (Kinzigtal) hinweg nachgewiesen. Die Detailanalyse der aus unterschiedlichen Teilgebieten des Schwarzwaldes stammenden 1499 Genetikproben zeigt, dass ein Austausch zwischen den Teilgebieten aktuell noch stattfindet. Die Analysen belegen allerdings auch, dass sich die Tiere in den vier Teilgebieten genetisch unterscheiden und dass diese Differenzierung in den letzten 10 Jahren zugenommen hat. Aus den Untersuchungsergebnissen ist abzuleiten, dass die Bedeutung des Lebensraumverbundes für den Erhalt einer überlebensfähigen Auerhuhnpopulation im Schwarzwald als hoch einzuschätzen ist, da jedes Teilgebiet allein zu klein wäre, um eine langfristig überlebensfähige Population zu beherbergen.

In wieweit diese Ergebnisse in der Praxis für die Bewertung von Windenergieanlagen im Schwarzwald eine Rolle spielen und wie dies mit den Inhalten und dem Flächenkonzept des Aktionsplans verknüpft wird, ist Inhalt des sich nun anschließenden Transferprozesses. Dieser Transfer wird über die bereits bestehende Facharbeitsgruppe bei der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) zur Erstellung der Hinweise für Vögel und Fledermäuse im Rahmen des Windenergieausbaus in Baden-Württemberg gewährleistet werden.

1 Hintergrund

Autoren: Coppes, J., Suchant, R.

1.1 Auftrag

Im Genehmigungsverfahren für den Bau und Betrieb von Windenergieanlagen (WEA) müssen neben vielen anderen Bewertungskriterien auch Naturschutzbelange berücksichtigt werden, da sich Standorte mit guter Windhöffigkeit vielfach mit sensiblen Lebensräumen geschützter Wildtierarten überlagern. Hierbei sind in den Höhenlagen vieler Bergregionen ganz besonders Konflikte mit dem Auerhuhnschutz zu beachten. Die Beurteilung des Konfliktpotentials zwischen Auerhuhnschutz und Windenergie in Baden-Württemberg erfolgt seit 2008 nach den Grundlagen des Aktionsplans Auerhuhn, der, basierend auf einer Vielzahl von Studien zu Verbreitung, Lebensraumansprüchen und Störanfälligkeit, die Rahmenbedingungen und Handlungsfelder für den Auerhuhnschutz qualitativ und quantitativ definiert. Schon vor mehr als zehn Jahren lagen Indizien vor, dass Raufußhuhn-Arten von WEA beeinträchtigt werden. Allerdings mangelte es bis dato an wissenschaftlich fundierten Untersuchungen über die Auswirkungen von WEA auf Auerhühner. Im Spannungsfeld zwischen dem angestrebten Ausbau von Windenergie und dem gesetzlich normierten Auerhuhnschutz wurden dringend neue, bessere und umfassendere Untersuchungen gefordert, die Kenntnisse über den Einfluss von WEA auf Auerhühner generieren.

Vor diesem Hintergrund und angesichts der politischen und ökonomischen Relevanz des Themas wurde das Forschungsprojekt „Auerhuhn und Windenergie“ initiiert. Ziel des Projektes war, weitergehende, umfassende und wissenschaftlich fundierte Grundlagen zur Beurteilung des Einflusses von WEA auf Auerhühner zu erarbeiten. Hierfür war es erforderlich, die zugrunde liegenden Mechanismen zu erfassen, die eine Beeinträchtigung von Auerhühnern durch WEA bewirken können. Um die Hauptfrage, ob WEA Auerhühner in irgendeiner Weise beeinflussen, beantworten zu können, mussten mögliche Einflüsse insbesondere im Hinblick auf die Raumnutzung, die stressphysiologischen Auswirkungen, die Reproduktion und den Populationsverbund überprüft werden.

1.2 Das Auerhuhn in Europa

Autor: Coppes, J.

Auerhühner (*Tetrao urogallus*) sind die größten Vertreter der Unterfamilie der Raufußhühner (*Tetraoninae*) Europas [1]. Sie leben vor allem in großen, zusammenhängenden montanen oder borealen Wäldern, die nährstoffarme Bedingungen aufweisen [2-4]. Auerhühner bewohnen lichte, strukturreiche Nadel-Mischwälder mit reicher Bodenvegetation und Strauchschicht, wobei Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und andere Vaccinien-Arten bevorzugt werden [5-8]. Adulte Tiere fressen eine Vielzahl an unterschiedlichen Pflanzenteilen, Jungvögel sind demgegenüber auf Insekten (Larven) als eiweißreiche Nahrungsquelle angewiesen [2]. Auerhühner sind Standvögel und benötigen im Winter ein ausreichendes Angebot an Koniferennadeln, um ihren Nahrungsbedarf zu decken [2]. Die Waldvögel haben große Streifgebiete [9], mit Größen von mehreren hundert Hektar.

Verbreitungsgebiet

Das Verbreitungsareal des Auerhuhns in Eurasien reicht von Gebieten in Nordspanien bis in den Osten Sibiriens [2, 10]. In den borealen Wäldern von Skandinavien bis Ostsibirien ist die Verbreitung des Auerhuhns fast zusammenhängend, dagegen ist das Verbreitungsareal in West- und Zentraleuropa stark fragmentiert [2, 10]. Dies ist durch mehrere Faktoren bedingt, primär aber durch die höhenabhängige Verbreitung kaltklimatischer Nadelmischwälder im Alpenraum und in den Mittelgebirgen. Daher besiedelt die Art im Südwesten ihres Verbreitungsgebietes fast ausschließlich Höhenlagen. In Zentraleuropa liegt das wichtigste Verbreitungsgebiet des Auerhuhns in den Alpen und im Alpenvorland (Abbildung 1.1). Weitere Gebirge in Zentral- und Südeuropa, in denen noch Auerhühner vorkommen, sind die Karpaten, das Dinarische Gebirge, die Pyrenäen, das Kantabrische Gebirge, die Vogesen und das Jura-Gebirge (Abbildung 1.1). In Deutschland leben Auerhühner im Alpenraum, im Bayerischen Wald, im Fichtelgebirge, im Thüringer Wald und im Schwarzwald. Aktuell läuft ein Wiederansiedlungsprojekt in der Niederlausitz (Brandenburg). Obwohl die Art in großen Teilen ihres Verbreitungsgebietes abnimmt, wird der weltweite Bestand auf Grund der großen borealen Populationen nicht als gefährdet eingeschätzt [11]. Viele Populationen in Süd- und Zentraleuropa sind jedoch rückläufig, zahlreiche kleinere Populationen sind im letzten Jahrhundert ausgestorben oder aktuell vom Aussterben bedroht. Dies führt dazu, dass das Auerhuhn in vielen Mitteleuropäischen Ländern als bedrohte Tierart gilt (vgl. Tabelle 1.1). So hat das Auerhuhn nach der Vogelschutzrichtlinie der Europäischen Union sowie nach dem deutschen Bundesnaturschutzgesetz den Status einer „besonders geschützten Art“. In der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands ist die Art als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft [12].

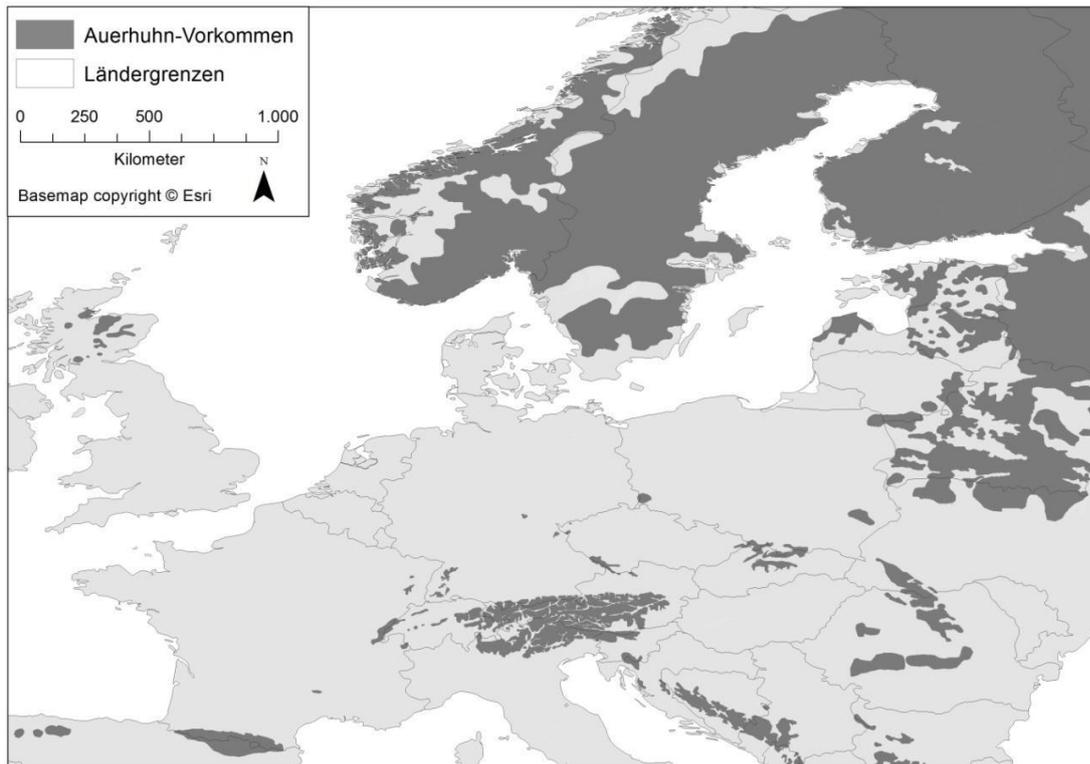


Abbildung 1.1 Auerhuhn-Vorkommen (dunkel Grau) in Europa.

Tabelle 1.1: Gefährdungsstatus des Auerhuhns weltweit (dunkelgrau) und in verschiedenen, an Deutschland grenzenden Ländern sowie in Schweden.

Land / Region	Gefährdungsstatus
Weltweit	Ungefährdet
Europa	Ungefährdet
Deutschland	Vom Aussterben bedroht
Frankreich	Gefährdet
Österreich	Gefährdung droht (Vorwarnliste)
Schweden	Ungefährdet
Schweiz	Stark gefährdet

1.2.1 Auerhuhn im Schwarzwald

Das Auerhuhn hat im Schwarzwald lange Zeit von einer intensiven menschlichen Nutzung der Wälder profitiert [13]. Veränderungen in der forstwirtschaftlichen Nutzung, die im vergangenen Jahrhundert vor allem den Wiederaufbau der zuvor durch Übernutzungen devastierten Wälder zum Ziel hatte, führten allerdings zu steigenden Holzvorräten, wodurch die Wälder zunehmend dunkler wurden [14]. Dies hatte auch Auswirkungen auf das Auerhuhn, das in Verbreitung und Bestand abgenommen hat [15]. Mittels systematischer Balzplatzzählungen, die seit 1983 von der Auerwildhegegemeinschaft (AHG) im Regierungsbezirk Freiburg und den Auerwildhegeringen Freudenstadt und Calw im Regierungsbezirk Karlsruhe organisiert und kontinuierlich durchgeführt werden, wird der langfristige Populationstrend erfasst. Bis Mitte der 90er-Jahre wurden jährlich zwischen 448 und 498 Hähne gezählt (Abbildung 1.2). Anschließend sanken allerdings die Zahlen an beobachteten Hähnen an den Balzplätzen. Obwohl sich der Bestand zwischen 2000 und 2012 bei etwa 300 Hähnen stabilisierte, wurde in den letzten Jahren ein weiterer starker Rückgang verzeichnet. Im Frühjahr 2018 konnten schließlich im gesamten Verbreitungsgebiet des Schwarzwalds nur noch 167 balzende Hähne gezählt werden.

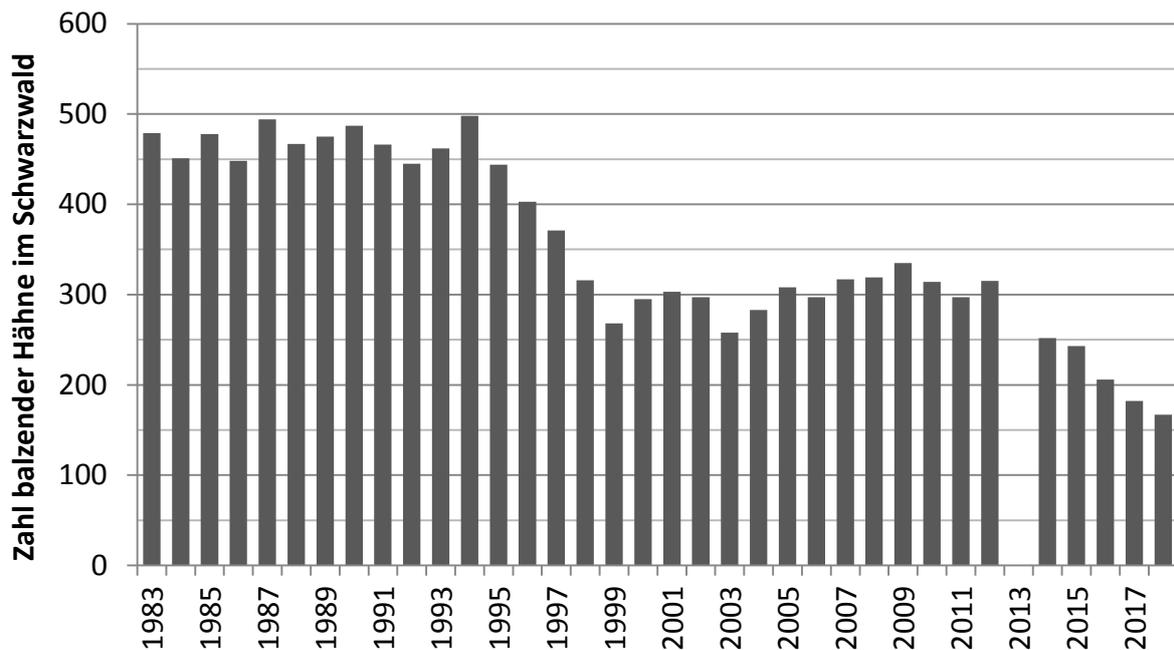


Abbildung 1.2: Anzahl balzender Hähne, die seit 1983 bei jährlichen Zählungen im gesamten Schwarzwald erfasst wurden. Die Daten sind eine Zusammenfassung der Erhebungen der Auerwildhegegemeinschaft (AHG) im Regierungsbezirk Freiburg und der Auerwildhegeringe Freudenstadt.

Mit der Anzahl von Auerhähnen verringerte sich auch die Größe des Verbreitungsgebiets. Im Zeitraum 1989-1993, in dem das Auerhuhn-Verbreitungsgebiet im Schwarzwald erstmals systematisch erfasst wurde, kamen die Tiere noch auf einer Fläche von über 60.000 Hektar vor. Bis zum Zeitraum 2014-2018 hatte sich das Verbreitungsgebiet auf ungefähr 34.000 ha fast halbiert. Eine ausführliche Beschreibung und Auswertung des Auerhuhn-Bestandstrends im Schwarzwald finden sich im Anhang 5.1.

Bei den Balzplatzzählungen werden nur die adulten Hähne gezählt, Hennen und Junghähne werden nicht systematisch erfasst. Somit wird der Bestand tendenziell unterschätzt [16, 17]. Systematisch durchgeführte Balzplatzzählungen sind dennoch eine erwiesenermaßen geeignete Methode, um relative Populationstrends großflächig und langfristig zu erfassen und zu dokumentieren [18]. Die Ergebnisse des Monitorings zeigen daher, dass die Auerhuhn-Population im Schwarzwald über den Gesamtzeitraum des Monitorings stark abgenommen hat. Das Auerhuhn ist infolgedessen im Schwarzwald vom Aussterben bedroht. Aufgrund dieses ungünstig-schlechten Erhaltungszustands ist gesetzlich vorgegeben, dass jegliche zusätzliche Beeinträchtigung vermieden werden muss.

1.3 Aktueller Wissensstand: Einfluss von Windenergieanlagen auf Raufußhühner

Autoren und Autorinnen: Coppes, J., Braunisch, V., Bollmann, K., Storch, I., Mollet, P., Grünschachner-Berger, V., Taubmann, J., Suchant, R., Nopp-Mayr, U.

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse einer systematischen Literaturrecherche zum Einfluss von WEA auf Wildtiere, insbesondere auf Raufußhuhn-Arten, dargestellt. Der dargestellte Kenntnisstand basiert auf einer Auswertung von wissenschaftlichen Veröffentlichungen und berücksichtigt auch „graue Literatur“ (d.h. nicht begutachtete Veröffentlichungen). Die bis zum Zeitpunkt der Recherche vorliegenden Ergebnisse des Forschungsprojektes „Auerhuhn und Windenergie“ wurden nicht integriert.

1.3.1 Einleitung

Im letzten Jahrzehnt konnten negative Auswirkungen von WEA auf viele frei lebende Tierarten aufgezeigt werden [19, 20]. Es handelt sich hierbei einerseits um tödliche Kollisionen insbesondere von Vögeln und Fledermäusen mit dem Turm oder den Rotorblättern der Windturbinen [21-23]. Die Kollisionsrate reicht dabei von geringen Zahlen [24], die vermutlich ohne Einfluss auf die Populationsentwicklung bleiben, bis hin zu hohen Raten, die die lokalen Bestandstrends wahrscheinlich beeinflussen [25, 26]. Zu beachten ist, dass bei stark gefährdeten Arten selbst wenige durch Kollisionen verursachte Todesfälle deutliche Folgen auf der Populationsebene haben können. Zudem wird in zahlreichen Studien von Verhaltensänderungen der Wildtiere berichtet, die sich im Feindvermeidungsverhalten [27], Territorialverhalten [28] und in der Lebensraumnutzung [29] zeigen können.

1.3.2 Ergebnisse der Literaturstudie

Insgesamt ergab die Literaturrecherche 35 relevante Quellen, die 19 Artikel in begutachteten Fachzeitschriften (*peer review*), 10 unveröffentlichte Berichte, 2 Masterarbeiten, 3 andere Publikationen sowie eine Webseite umfassten. Die Quellen unterschieden sich dabei deutlich hinsichtlich der jeweiligen Fragestellung, der Untersuchungsgebiete, des untersuchten Zeitraums und der angewandten Methoden.

1.3.2.1 Kollisionen

Kollisionen mit Windturbinen wurden in 12 Berichten und einer öffentlich zugänglichen Datenbank [30] für fünf verschiedene Raufußhuhn-Arten thematisiert (Tabelle 1.2). Die untersuchten Gebiete erstrecken sich über Europa und Nordamerika.

Tabelle 1.2: Raufußhuhn-Arten, die mit Windturbinen kollidieren. Das Moorschneehuhn umfasst drei Unterarten (*Lagopus lagopus lagopus*, *L. l. scotica*, *L. l. variegatas*).

Art/-en	Länder	Anzahl Kollisionsopfer	Quelle
Birkhuhn	Österreich	6	[31, 32]
Auerhuhn	Schweden, Spanien, Deutschland	8	[30, 33, 34]
Kragenhuhn	Vereinigte Staaten	3	[35, 36]
Schweifhuhn	Vereinigte Staaten	6	[37, 38]
Moorschneehuhn	Schweden, Norwegen, Schottland	74	[39-42]

Häufigstes Kollisionsopfer war das Moorschneehuhn in einer norwegischen Studie mit 74 Individuen [39]. Funde von kollidierten Auerhühnern stammten aus Schweden, Spanien und Deutschland. Bei dem Totfund einer Auerhenne in Brandenburg in der Nähe einer Windenergieanlage wurde vermutet, dass diese mit dem Turm der WEA kollidiert ist [30].

Abgeleitet von den Fundorten der Kadaver, konnte insgesamt festgestellt werden, dass Raufußhühner eher mit den Türmen der Windenergieanlagen als mit den Rotoren kollidieren. Schlechte Sichtbarkeit der Türme bei bestimmten Witterungsbedingungen (bspw. Nebel) oder die Farbe der Türme (T. Nygard, pers. Kommunikation) könnten das Kollisionsrisiko beeinflussen.

1.3.2.2 Verhaltensreaktionen und Populationsdynamik

In 27 Studien wurden die Effekte von WEA auf das Verhalten von Raufußhuhnarten oder auf weitere, die Populationsdynamik beeinflussende Faktoren untersucht. Für mindestens vier Raufußhuhnarten (Birkhuhn, Auerhuhn, Alpenschneehuhn und Großes Präriehuhn) wurde eine geringere Anzahl an balzenden Hähnen an Balzplätzen nahe neu gebauter Windenergieanlagen dokumentiert [32, 33, 43]. In anderen Studien konnte keine verringerte Anzahl an Hähnen, wohl aber eine Aufgabe der Balzplätze oder eine Verlagerung weg von den WEA nachgewiesen werden [44, 45].

Verschiedene Studien belegten Verhaltensänderungen [46-48]. So konnten beispielsweise Änderungen in den Lautäußerungen bei balzenden Präriehähnen [49] aufgezeigt werden, ebenso wie vermehrter Raumbedarf [46] und eine Meidung von WEA-Flächen [45, 47]. Bei der Nistplatzwahl und dem Bruterfolg ließen sich kaum Auswirkungen von WEA erkennen. Eine Studie zeigt jedoch, dass das Überleben der Küken von Windturbinen beeinflusst werden kann: Wenn mehr als 10 WEA innerhalb einer Distanz von 2,1 km um das Nest standen, war das Überleben von Küken des Schweifhuhns um 50% vermindert [50].

1.3.3 Diskussion

Die Literaturrecherche zum aktuellen Wissensstand des Einflusses von WEA auf Raufußhühner zeigt, dass Kollisionen von Raufußhühnern mit Türmen von WEA dokumentiert sind und dass Verhaltenseffekte wie Veränderungen von Lautäußerungen oder der Raumnutzung beobachtet wurden. In einigen Studien wurden negative Auswirkungen von Windturbinen auf Populationszahlen gezeigt.

Von mindestens fünf Raufußhuhn-Arten wurden Kollisionen mit Windturbinen berichtet. Weil Raufußhühner generell niedrig fliegen und hauptsächlich unterhalb der Rotorhöhe einer Windturbine bleiben, sind sie eher anfällig für Kollisionen mit den Turbinentürmen. Im Falle der Moorschneehühner schien die gestiegene Mortalität durch Kollisionen mit Windturbinen auf einer norwegischen Insel sogar negative Auswirkungen auf Populationsebene zu haben [39]. Im selben Gebiet hatte ein schwarzer Anstrich der Türme weniger Kollisionen zur Folge (T. Nygard, pers. Kommunikation), was als mögliche Maßnahme zur Schadensminderung gedeutet werden kann. Im Falle unsystematischer Einzelbeobachtungen von Kollisionen wird jedoch der Einfluss von Aasfressern auf die Auffindewahrscheinlichkeit von Kollisionsopfern nicht berücksichtigt (siehe [51, 52]), wodurch die Zahlen der Kollisionsopfer unterschätzt werden. Damit sind Aussagen zu Nettoeffekten tödlicher Kollisionen auf Populationsebene erschwert. Dementsprechend bleibt es unklar, unter welchen Bedingungen und wie oft Kollisionen auftreten.

Verschiedene Studien belegen, analog zu Veröffentlichungen über Vögel anderer taxonomischer Gruppen [29], eine Vielzahl von Verhaltensreaktionen von Raufußhühnern auf WEA. Eine lokale räumliche Meidung konnte in Form von geringeren Anzahlen balzender Hähne, weniger brütender Hennen oder ganzjährig geringeren Bestandesdichten in der Umgebung einer Windenergieanlage im Vergleich zu weiter entfernten Flächen festgestellt werden. Auffallend ist, dass die Distanz von ca. 500 m, innerhalb derer eine geringere Nutzung durch Birkhühner festgestellt wurde, in Österreich [53] und Schottland [45] sehr ähnlich war. Der Hauptunterschied zwischen den zwei Gebieten war, dass in den österreichischen Alpen im Nahbereich der WEA nach deren Errichtung weniger Hähne balzten [32], während die Anzahl in Schottland unbeeinflusst blieb und sich die Balzplätze verlagerten [45]. Dies könnte mit unterschiedlichen Landschaftsstrukturen erklärt werden: In den Alpen kommen Birkhühner hauptsächlich entlang eines relativ schmalen Höhenbandes entlang der Baumgrenze vor [54, 55]. Da meist 500 m hangauf- oder -abwärts kein geeignetes Habitat mehr verfügbar ist können Balzplätze nicht einfach „vertikal verlagert“ werden. In Schottland ist aufgrund der geringeren Höhenamplitude und einer kontinuierlicheren Verteilung geeigneter Balzhabitats eine Verlagerung von Balzplätzen viel leichter möglich. Dies weist darauf hin, dass landschaftliche Bedingungen einen großen Effekt darauf haben, wie Raufußhuhn-Populationen von Windenergieanlagen beeinflusst werden. In jedem Fall liegen die bisher beobachteten Meidungsdistanzen verschiedener Raufußhuhn-Arten zwischen 500 und 600 m [32, 33, 45] und sind damit größer als bei vielen anderen Vogelarten [29].

1.3.4 Schlussfolgerungen aus der Literaturstudie

Die Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Raufußhuhnarten können art- und gebietspezifisch unterschiedlich sein und für die meisten Arten fehlen umfassende und repräsentative Studien. Dies zeigt einerseits, dass die Anwendung des Vorsorgeprinzips beim aktuellen Kenntnisstand, der einen möglichen Einfluss von WEA auf Raufußhühner belegt, dringend geboten ist, wenn Windenergieanlagen in einem Gebiet mit einer kleinen oder auf lokaler Ebene gefährdeten Raufußhuhnpopulation errichtet werden sollen [56].

Andererseits machen die Ergebnisse der Literaturstudie deutlich, dass es einen großen Bedarf gibt, die Auswirkungen von WEA auf die einzelnen Raufußhuhn-Arten differenziert zu untersuchen. Das Forschungsprojekt „Auerhuhn und Windenergie“ setzt genau an dieser Stelle an. Mit dem Einsatz verschiedener Methoden auf mehreren unterschiedlichen Untersuchungsflächen und durch die Anwendung des „Before-After-Control-Impact“-Prinzips (BACI-Prinzip) werden neue Erkenntnisse über den Einfluss von WEA auf Auerhühner gewonnen.

1.4 Literatur

1. Potapov R, Sale R (2013) Grouse of the world. New Holland Publishers, 408 pp.
2. Klaus S, Andreev V, Bergmann HH, Müller F, Porkert J, Wiesner J. (1989) Die Auerhühner. Magdeburg: Westarp Wissenschaften. 276 pp.
3. Braunisch V, Suchant R (2008) Using ecological forest site mapping for long-term habitat suitability assessments in wildlife conservation—Demonstrated for capercaillie (*Tetrao urogallus*). Forest Ecology and Management. 256: 1209-1221.
4. Braunisch V, Suchant R (2007) A model for evaluating the 'habitat potential' of a landscape for capercaillie *Tetrao urogallus*: a tool for conservation planning. Wildlife Biology. 13 (1): 21-33.
5. Storch I (2002) On spatial resolution in habitat models: can small-scale forest structure explain capercaillie numbers? Conservation Ecology. 6: [online]
<https://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art6/>
6. Storch I, editor Habitat requirements of capercaillie. Proceedings of the 6th International Grouse Symposium; 1995.
7. Bollmann K, Weibel P, Graf RF (2005) An analysis of central alpine capercaillie spring habitat at the forest stand scale. Forest Ecology and Management. 215: 307-318.
8. Zohmann M, Immitzer M, Wöss M, Gossow H, Nopp-Mayr U (2014) Modelling habitat use of *Tetrao urogallus* L. in Austria for conservation issues. Journal for Nature Conservation. 22: 223-234.
9. Storch I (1995) Annual home ranges and spacing patterns of capercaillie in Central Europe. Journal of Wildlife Management. 59: 392-400.
10. Coppes J, Kochs M, Ehrlacher J, Suchant R, Braunisch V (2015) The challenge of creating a large-scale capercaillie distribution map. Grouse News. 50: 21-23.
11. BirdLife International (2016) The IUCN Red List of Threatened Species 2016 Version 3.1. Accessed on 15.03.2018.
12. Bauer H-G, Boschert M, Förchler MI, Hölzinger J, Kramer M, Mahler U (2016) Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs. 6. Fassung. Stand 31. 12. 2013. Naturschutz-Praxis Artenschutz. 11.
13. Roth K, Suchant H (1990) Bestandesentwicklung des Auerwildes in Baden-Württemberg. In: Weiss H, Schroth K-E, Roth K, Sauer G, Suchant H, Wagner E. & Wittlinger G. (Hrsg) Auerwild in Baden-Württemberg - Rettung oder Untergang?: 17-22. Selbstverlag der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart.
14. Lieser M (2009) Grundlagenforschung und waldbauliche Empfehlungen zum Schutz des Auerhuhns im Schwarzwald. Ornithologische Anzeiger. 48: 80-82.
15. Coppes J, Ehrlacher J, Müller G, Roth K, Schroth K-E, Braunisch V, et al. (2016) Rückgang von Bestand und Verbreitung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* im Schwarzwald. Der Ornithologische Beobachter. 113: 235-48.
16. Jacob G, Debrunner R, Gugerli F, Schmid B, Bollmann K (2010) Field surveys of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the Swiss Alps underestimated local abundance of the species as revealed by genetic analyses of non-invasive samples. Conservation Genetics. 11: 33-44.
17. Mollet P, Kéry M, Gardner B, Pasinelli G, Royle JA (2015) Estimating population size for capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) with spatial capture-recapture models based on genotypes from one field sample. PLOS ONE. 10 (6): e0129020.doi:10.1371/journal.pone.
18. Lentner R, Masoner A, Lehne F (2018) Sind Zählungen an Balzplätzen von Auer- und Birkhühnern noch zeitgemäß? Ergebnisse aus dem Raufußhühner-Monitoring Tirol. Der Ornithologische Beobachter. 115: 215-238.
19. Kuvlesky WP, Brennan LA, Morrison ML, Boydston KK, Ballard BM, Bryant FC (2007) Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities. Journal of Wildlife Management. 71: 2487-2498.
20. Drewitt AL, Langston RHW (2008) Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. Annals of the New York Academy of Sciences. 1134: 233-266.
21. Cryan PM, Barclay RMR (2009) Causes of bat fatalities at wind turbines: Hypotheses and predictions. Journal of Mammalogy. 90: 1330-1340.

22. Krijgsveld KL, Akershoek K, Schenk F, Dijk F, Dirksen S (2009) Collision risk of birds with modern large wind turbines. *Ardea*. 97: 357-366.
23. De Lucas M, Perrow M (2017) Birds: collisions. In: Perrow M. (ed) *Wildlife and Wind Farms - Conflicts and Solutions, Volume 1 Onshore: Potential Effects*. Pelagic Publishing, Exeter, UK, pp 155-190.
24. de Lucas M, Janss GFE, Whitfield DP, Ferrer M (2008) Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*. 45: 1695-1703.
25. Hunt WG, Hunt T. (2006) The trend of golden eagle territory occupancy in the vicinity of the Altamont Pass Wind Resource Area: 2005 survey. California Energy Commission Public Interest Energy Research Final Project Report CEC-500-2006-056.
26. Everaert J, Stienen EWM (2007) Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). *Biodiversity and Conservation*. 16: 3345-3359.
27. Rabin LA, Coss RG, Owings DH (2006) The effects of wind turbines on antipredator behavior in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). *Biological conservation*. 131: 410-420.
28. Zwart MC, Dunn JC, McGowan PJK, Whittingham MJ (2016) Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *Behavioral Ecology*. 27: 101-108.
29. Hötter H (2017) Birds: displacement. In: Perrow M. (ed) *Wildlife and Wind Farms - Conflicts and Solutions, Volume 1*. Pelagic Publishing, Exeter, UK, pp 119-154.
30. Langgemach T, Dürr T (2019) Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. - Stand 07. Januar 2019.
https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/vsw_dokwind_voegel.pdf.
31. Deutz A, Grünschachner-Berger V (2006) Birkhahnen verluste im Bereich einer Windkraftanlage. *Der Anblick*. 1: 16-17.
32. Zeiler HP, Grünschachner-Berger V (2009) Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in alpine regions. *Folia Zoologica*. 58: 173-182.
33. Rönning G (2017) Wind power developments kill capercaillie. Tjäderkommittén. <http://www.tjaderobs.se/>. Last visited: 22.02.2018.
34. González MA (2018) Female Cantabrian capercaillie dead by collision with wind turbine. *Grouse News*. 55: 15-17.
35. Kerns J, Kerlinger P (2004) A study of bird and bat collision fatalities at the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker County, West Virginia. Annual report for 2003. Prepared for FPL Energy and Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee McLean, Virginia: Curry and Kerlinger, LLC.
36. Jain A, Kerlinger P, Curry R, Slobodnik L, Lehman M (2009) Annual report for the maple ridge wind power project post-construction bird and bat fatality study - 2008. Iberdrola Renewables, Inc and Horizon Energy. 73 pp.
37. Brown KW, Hamilton BL (2004) Bird and bat monitoring at the McBride lake wind farm, Alberta 2003-2004. Report prepared for Vision Quest Windelectric Inc Calgary, AB 21 pp.
38. Graff BJ (2015) An assessment of direct mortality to avifauna from wind energy facilities in North Dakota and South Dakota. M Sc Thesis South Dakota State University. 88 pp.
39. Bevanger K, Berntsen F, Clausen S, Dahl EL, Flagstad Ø, Follestad A, et al. Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Report on findings 2007-2010. NINA Report 620. 152 pp.
40. Bevanger K, Dahl EL, Gjershaug JO, Halley D, Hanssen F, Nygård T, et al. (2010) Avian post-construction studies and EIA for planned ex-tension of the Hitra wind power plant. NINA Report 503. 68 pp.
41. Bioscan. Novar Windfarm Ltd Ornithological Monitoring Studies - Breeding bird and birdstrike monitoring 2001 results and 5-year review. Report to National Wind Power Ltd. Bioscan, 2001.
42. Falkdalen U, Falkdalen Lindahl L, Nygård T (2013) Pre- and post construction studies on the effects on birds at Storrún wind farm in the mountain-region of Jämtland, Sweden. *Vindval Report 6574*. 138 pp.

43. Vodehnal B (2011) Location of sharp-tailed grouse and greater prairie-chicken display grounds in relation to NPPD Ainsworth wind energy facility 2006-2011. Nebraska Game and Parks Commission Bassett, Nebraska 10 p.
44. Winder VL, Gregory AJ, McNew LB, Sandercock BK (2015) Responses of male greater prairie-chickens to wind energy development. *Condor*. 117: 284-296.
45. Zwart MC, Robson P, Rankin S, Whittingham MJ, McGowan PJK (2015) Using environmental impact assessment and post-construction monitoring data to inform wind energy developments. *Ecosphere*. 6: 1-11.
46. Winder VL, McNew LB, Gregory AJ, Hunt LM, Wisely SM, Sandercock BK (2014) Space use by female greater prairie-chickens in response to wind energy development. *Ecosphere*. 5: 1-17. <http://dx.doi.org/0.1890/ES13-00206.1>.
47. Harrison JO, Brown MB, Powell LA, Schacht WH, Smith JA (2017) Nest site selection and nest survival of Greater Prairie-Chickens near a wind energy facility. *Condor*. 119: 659-672.
48. LeBeau CW, Johnson GD, Holloran MJ, Beck JL, Nielson RM, Kauffman ME, et al. (2017) Greater sage-grouse habitat selection, survival, and wind energy infrastructure. *Journal of Wildlife Management*. 81: 690-711.
49. Whalen CE, Bomberger Brown M, McGee J, Powell LA, Walsh E (2018) Male greater prairie-chickens adjust their vocalizations in the presence of wind turbine noise. *Condor*. 120: 137-148.
50. Proet MC (2017) The influence of wind energy development on Columbian sharp-tailed grouse (*Tympanuchus phasianellus columbianus*) breeding season ecology in Eastern Idaho. M Sc Thesis Utah State University 90 pp.
51. Bevanger K (1995) Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology*. 32: 745-753.
52. Brown WM, Drewien RC (1995) Evaluation of two power line markers to reduce crane and waterfowl collision mortality. *Wildlife Society Bulletin*. 23: 217-227.
53. Grünschachner-Berger V, Kainer M (2011) Black grouse *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): how to live between skiing areas and windparks. *Egretta*. 52: 46-54.
54. Patthey P, Signorell N, Rotelli L, Arlettaz R (2012) Vegetation structural and compositional heterogeneity as a key feature in Alpine black grouse microhabitat selection: conservation management implications. *European Journal of Wildlife Research*. 58: 59-70.
55. Sachser F, Nopp-Mayr U, Zohmann M, Schweiger A-K, Grünschachner-Berger V, Immitzer M (2017) Searching the right tie—Expert-based vs. statistical niche modeling for habitat management. *Ecological Engineering*. 100: 107-119.
56. Braunisch V, Coppes J, Bächle S, Suchant R (2015) Underpinning the precautionary principle with evidence: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats. *Journal for Nature Conservation*. 24: 31-40.

2 Das Forschungsprojekt

Autoren: Coppes, J., Suchant, R.

Das Projekt wurde über einen Zeitraum von fünf Jahren durchgeführt, um belastbare Ergebnisse erzielen zu können. Dies ist fachlich gesehen der minimal notwendige Zeitraum, um die im Projekt formulierten Fragestellungen zielführend zu untersuchen. Um eine ausreichende Repräsentativität der Ergebnisse zu erreichen, waren zudem verschiedene Untersuchungsgebiete in mehreren Regionen Europas notwendig, damit unterschiedliche Populationssituationen und Lebensraumbedingungen des Auerhuhns berücksichtigt werden. Außerdem sollte das aktuell vorhandene Expertenwissen zum Auerhuhn als Basis für die Untersuchungen herangezogen werden. Das Projekt wurde daher von einer internationalen Forschergruppe unter der Leitung der FVA Baden-Württemberg durchgeführt, in der Auerhuhn-Experten und Expertinnen aus Deutschland, Österreich und der Schweiz vertreten waren. Zusätzlich wurde das Projekt von einem Projektbeirat begleitet, mit dem während der gesamten Projektlaufzeit ein reger Austausch bestand und der über alle Projektarbeiten laufend informiert wurde. Ziel war, Transparenz bezüglich der Projektbearbeitung herzustellen, um somit eine breite Akzeptanz der Arbeiten und daraus folgernd auch die Ergebnisse sowohl bei Wissenschaftlern als auch bei Finanzierenden und den unterschiedlichen Verbänden zu erreichen.

2.1 Projektaufbau

Das Forschungsprojekt umfasste die drei Schwerpunkte „Monitoring“, „Forschung“ und „Transfer“ (Abbildung 2.1). Die Empfehlungen zum „Monitoring“ sind in einem Dokument „Fachliche Empfehlungen zur Erfassung von Auerhühnern und deren Lebensraum“ zusammengefasst (siehe Anhang 5.5). Der Hauptschwerpunkt des Projektes „Forschung“ ist im Kapitel 3 detailliert beschrieben. Mit dem „Transfer“ sollte erreicht werden, dass die erhobenen Daten in einer Datenbank langfristig gesichert und die gewonnenen Ergebnisse adäquat in die Praxis transferiert werden. Dieser Transfer erfolgte einerseits über eine frei zugängliche, öffentliche Internetplattform und andererseits durch gezielte Kommunikation mit dem Projektbeirat. Informationen zur Datenbank finden sich im Anhang 5.2, diejenigen zu der öffentlichen Plattform im Anhang 5.3.

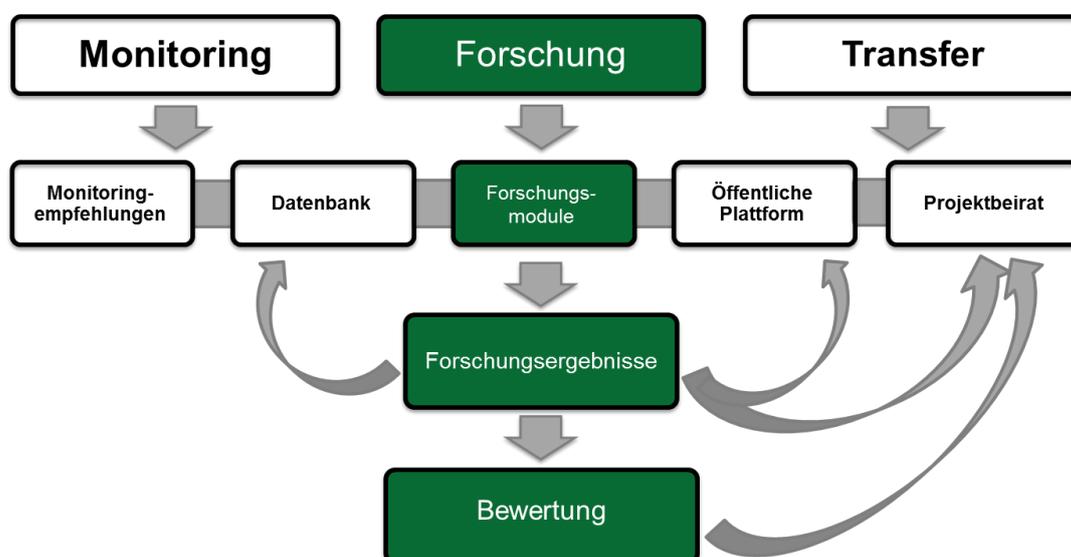


Abbildung 2.1: Gliederung des Projekts in die Schwerpunkte Monitoring, Forschung und Transfer.

2.2 Projektdurchführung

Das Projekt wurde von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Abteilung Wald und Gesellschaft, Arbeitsbereich Wildtierökologie) verantwortlich koordiniert und in enger Kooperation mit der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung) durchgeführt. Die Teilmodule wurden in Kooperation mit den in Abbildung 2.2 dargestellten Partnerinstitutionen erarbeitet und alle Arbeiten mit diesen intensiv abgestimmt. Im Rahmen der jeweiligen Forschungsmodule erfolgte zudem ein regelmäßiger Fachaustausch mit weiteren externen Experten und Expertinnen (Abbildung 2.2).



Abbildung 2.2: Projektorganisation des Forschungsprojekts.

2.3 Projektpartnerinnen und Projektpartner

Das Forschungsprojekt zeichnete sich durch eine enge Kooperation zwischen wichtigen mitteleuropäischen Auerhuhn-Experten und -Expertinnen unterschiedlicher wissenschaftlicher Institutionen aus (s.u.). So konnte gewährleistet werden, dass das Projekt mit einer breiten wissenschaftlichen Basis abgestimmt war und die Ergebnisse von Mitgliedern mehrerer anerkannter Institutionen mitgetragen werden. Die Konzeption des Forschungsprojekts beinhaltete daher von Beginn an eine enge Abstimmung mit den wissenschaftlichen Projektpartnerinnen und Projektpartnern in allen relevanten Punkten. Mit ihnen wurden die Erhebungs- und Analysemethoden abgestimmt, Ergebnisse diskutiert und interpretiert. Folgende Institutionen und Personen waren in diesem Kreis vertreten:

- Albert-Ludwigs-Universität Freiburg - Professur für Wildtierökologie und Wildtiermanagement. Freiburg, Deutschland, Ilse Storch.
- Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL - Biodiversität und Naturschutzbiologie. Birmensdorf, Schweiz, Kurt Bollmann
- Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie. Radolfzell, Deutschland, Wolfgang Fiedler.
- Schwedische Universität für Agrarwissenschaften - Grimsö Research Station. Uppsala, Schweden, Henrik Andrén.
- Schweizerische Vogelwarte - Förderung der Vogelwelt. Sempach, Schweiz, Pierre Mollet.
- Universität Bern - Institute of Ecology and Evolution, Conservation Biology. Bern, Schweiz, Veronika Braunsch.
- Universität für Bodenkultur Wien - Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung. Wien, Österreich, Ursula Nopp-Mayr.

2.4 Projektbeirat

Das Projekt wurde von einem Projektbeirat begleitet. In diesem Beirat waren die finanzierenden Institutionen, sowie weitere Einrichtungen und Verbände vertreten, die entweder in die Planung, den Betrieb und die Entwicklung von Windenergieanlagen oder in den Auerhuhn-Schutz involviert sind. Der Beirat wurde vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg geleitet, zunächst von Herrn Bruno Lorinser und seit 2018 von Frau Daniela Walter. Während der Projektlaufzeit traf sich der Projektbeirat einmal pro Jahr, wobei jeweils der Projektstand vorgestellt und zur Diskussion gestellt wurde. Neben diesen Treffen wurden in unregelmäßigen Abständen Projekt-Updates per E-Mail an den Projektbeirat versandt.

Folgende Institutionen und Verbände waren im Projektbeirat vertreten:

- Arbeitsgruppe Raufußhühner
- Auerwildhegegemeinschaft (AHG) im Regierungsbezirk Freiburg
- Bundesverband WindEnergie e.V. (BWE) - Landesverband Baden-Württemberg
- BUND Landesverband Baden-Württemberg, Regionalverband Südlicher Oberrhein
- Elektrizitätswerk Mittelbaden AG & Co. KG
- EnBW Energie Baden-Württemberg AG
- Enercon GmbH
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW)
- Landesjagdverband Baden-Württemberg
- Landesnaturschutzverband Baden-Württemberg (LNV)
- Maschinenhof Hainzl GmbH
- Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg
- Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
- NABU Landesverband Baden-Württemberg
- Regierungspräsidium Freiburg, Referat 56
- Simonsen Lill Consult
- Windkraft Schonach GmbH

3 Forschungsmodule

Autoren: Coppes, J., Suchant, R.

Auf der Basis des in Kapitel 1.3 beschriebenen Wissensstands wurde die Frage, ob und wie Auerhühner von WEA beeinflusst werden, in unterschiedliche Teilfragen aufgegliedert und mit verschiedenen wissenschaftlichen Methoden untersucht. Die resultierenden Forschungsfragen wurden in vier übergeordneten Themenfeldern zusammengefasst: „Raum-Zeit-Verhalten“, „Stressphysiologie“, „Reproduktion“ und „Populationsverbund“ (Abbildung 3.1). Jedes der Themenfelder umfasst unterschiedliche Fragestellungen und Methoden, die in Zusammenarbeit mit den Projektpartnern, sowie den entsprechenden Spezialisten entwickelt und abgestimmt wurden und in den jeweiligen Kapiteln detailliert beschrieben sind. Für eine umfassende Bewertung der Thematik ist es allerdings wichtig, alle Teilergebnisse zusammenzuführen und so eine Gesamtübersicht zu erhalten. Nicht zuletzt aus diesem Grund wurden bis dato noch keine Teilergebnisse veröffentlicht.

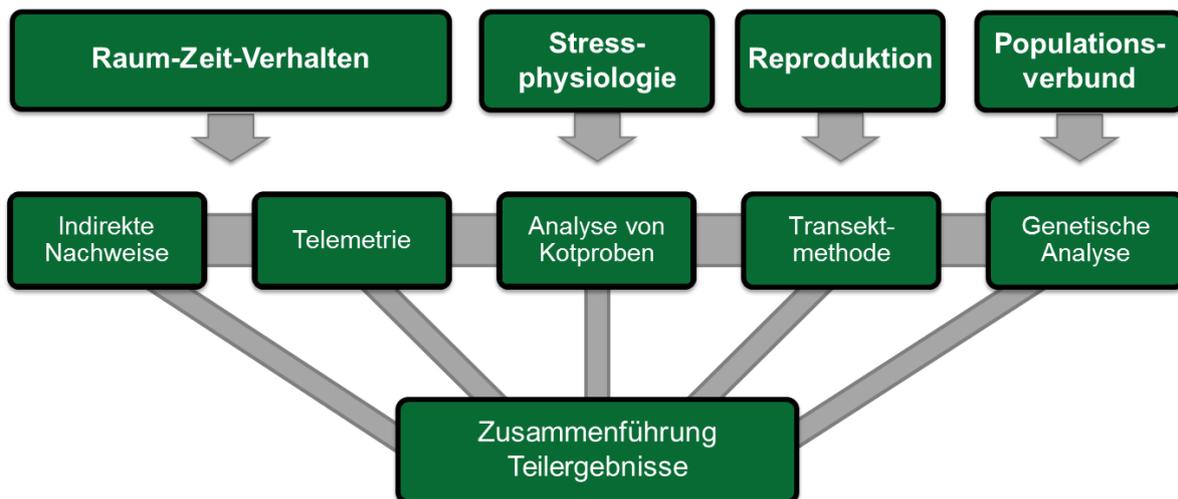


Abbildung 3.1: Forschungsmodule des Projekts.

3.1 Untersuchungsgebiete

Autoren: Coppes, J., Grünsachner-Berger, V.

Die Aussagekraft und Belastbarkeit der Ergebnisse des Forschungsprojektes sind unmittelbar von der Anzahl, Beschaffenheit und Vergleichbarkeit der Untersuchungsgebiete abhängig. Das Forschungsprojekt strebte ursprünglich eine Zahl von zehn Untersuchungsgebieten an. Durch die hohen Anforderungen an die Untersuchungsgebiete war dies allerdings nicht realisierbar. Folgende Anforderungen wurden bei der Auswahl der Gebiete geprüft:

- Aktuelles Auerhuhn-Vorkommen,
- projektierte WEA mit guten Realisierungschancen bis spätestens 2017, um in der Projektlaufzeit die entsprechenden Aufnahmen machen zu können,
- Verfügbarkeit benachbarter, möglichst gleichartiger Referenzgebiete,
- Zustimmung durch Grundeigentümer und lokale Akteure.

In Gebieten wie dem Schwarzwald, in denen die Überlebensfähigkeit der Auerhuhnpopulation gefährdet ist (vgl. Kapitel 1.2.1), mussten jegliche potentielle Beeinträchtigungen vermieden werden. Somit konnte von Beginn des Projektes an davon ausgegangen werden, dass im Schwarzwald nur eine geringe Anzahl an Gebieten den Anforderungen entsprechen würden. Da dieses Projekt den Anspruch hatte mehr als nur ein neues Fallbeispiel zu sein, war es infolgedessen unumgänglich, auch Daten in anderen Auerhuhn-Verbreitungsgebieten (Österreich, Schweden) zu erheben und in die Auswertungen mit einzubinden. Österreich: In der Steiermark, in der die österreichischen Untersuchungsgebiete liegen, ist der Erhaltungszustand besser als im Schwarzwald, es gibt größere Flächen mit Auerhuhn-Vorkommen und höhere Populationszahlen. Schweden: In und um das schwedische Untersuchungsgebiet gibt es große zusammenhängende Auerhuhn-Vorkommensgebiete, daher ist hier der Erhaltungszustand günstig. Da der Erhaltungszustand in den anderen Ländern günstiger als im Schwarzwald ist, wurden dort auch in Auerhuhn-Kernlebensräumen WEA errichtet. Eine große Bandbreite an Untersuchungsgebieten sollte überdies gewährleisten, dass unterschiedliche Situationen berücksichtigt werden. Da fallstudienpezifische Charakteristika im vorliegenden Datenpool eine geringere Folgelastigkeit besitzen werden so allgemeingültige Ergebnisse erzielt, die mehr als nur kleinräumig valide Aussagen für einzelne Vorkommen zulassen.

Es gab mehrere Gebiete, die zu Beginn des Projektes nach den oben genannten Kriterien als geeignet angesehen wurden, sich allerdings während der Projektlaufzeit als nicht mehr geeignet erwiesen. Der Grund dafür waren in erster Linie Unsicherheiten bezüglich der Genehmigungsfähigkeit und des Errichtungsdatums der WEA (z.T. auf Grund von Förderungsperioden, Genehmigungsverfahren, Rechtsstreitigkeiten), die außerhalb der Wirkungs- und Planungskompetenzen der Projektleitung lagen. In diesen Gebieten wurden über mehrere Jahre Aufnahmen durchgeführt, um die Situation vor Bau der WEA zu erfassen. Diese Aufnahmen konnten später für die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Auswertungen jedoch nicht für eine Untersuchung des Effektes von WEA verwendet werden, da die WEA nicht errichtet wurden. Aufgrund noch nicht erteilter Genehmigungen bzw. Rechtsstreitigkeiten bei einigen der ursprünglich ausgewählten Gebiete wurden dem Projektbeirat am 18.11.2015 die beiden Alternativen „Gehege-Experiment“ oder „Ersatz durch Gebiete in Schweden“ vorgestellt, die aus wissenschaftlicher Sicht beide als sinnvoll eingeschätzt wurden. Um zudem eine ausreichend große

Anzahl an Untersuchungsgebieten im Projekt zu gewährleisten, musste teilweise zusätzlich auf andere Untersuchungsgebiete ausgewichen werden. Allerdings hatte dieser gesamte Änderungsprozess, der durch die geschilderten externen Faktoren bedingt war, auch zur Folge, dass eine geringere Anzahl an Untersuchungsgebieten realisiert werden konnte, als ursprünglich angestrebt war.

Übersicht der Untersuchungsgebiete

Auf Basis der Kriterien wurden in Deutschland (Schwarzwald, Baden-Württemberg) sowie in Österreich (Bundesland Steiermark) und Schweden (Provinzen Dalarna und Gävleborg) in insgesamt sechs Untersuchungsgebieten auswertbare Daten erhoben, um den Einfluss von WEA auf Auerhühner zu untersuchen (vgl. Abbildung 3.2). Die Untersuchungsgebiete liegen alle in Auerhuhn-Vorkommensgebieten, wobei wie beschrieben der Erhaltungszustand der Populationen sehr unterschiedlich war. Pro Untersuchungsgebiet gab es eine WEA-Fläche und jeweils eine Referenzfläche ohne WEA (mit möglichst ähnlichen Bedingungen), auf denen jeweils die gleichen Aufnahmen durchgeführt wurden. Um einen Entfernungsgradienten abzubilden, umfasste die Aufnahmefläche sowohl den Nahbereich der WEA, als auch die umgebenden Flächen bis zu einer Distanz von 2,5 km zu den WEA.

1: Hornisgrinde

Das Untersuchungsgebiet Hornisgrinde liegt im Nordschwarzwald im Bundesland Baden-Württemberg in Südwestdeutschland (vgl. Gebiet 1 in Abbildung 3.2). Das Gebiet liegt auf einer Höhe von 857 bis 1147 m ü. M. Die Hauptbaumarten im Gebiet sind Fichte, Kiefer und Tanne. Auf dem Gipfelplateau der Hornisgrinde wurden 1994 zwei WEA errichtet (Seewind 20/110), eine dritte WEA (Seewind 25/132) folgte im Jahr 1996. Diese drei WEA, mit jeweils einer Gesamthöhe von 53 m, wurden 2015 abgebaut, und durch eine neue WEA (ENERCON E-70) mit einer Gesamthöhe von 120 m ersetzt. Durch den Größenunterschied ist die neue WEA über eine größere Distanz hinweg sichtbar als die alten WEA. Zudem unterscheidet sich das Geräusch der Rotoren von dem der alten WEA. In diesem Untersuchungsgebiet gibt es keine Daten zum Auerhuhnvorkommen vor Bau der ersten drei WEA (vor 1994). Die Aufnahmen „vor Bau“ im Rahmen des Forschungsprojektes bilden daher nur den Zeitraum vor Bau der neuen WEA ab.

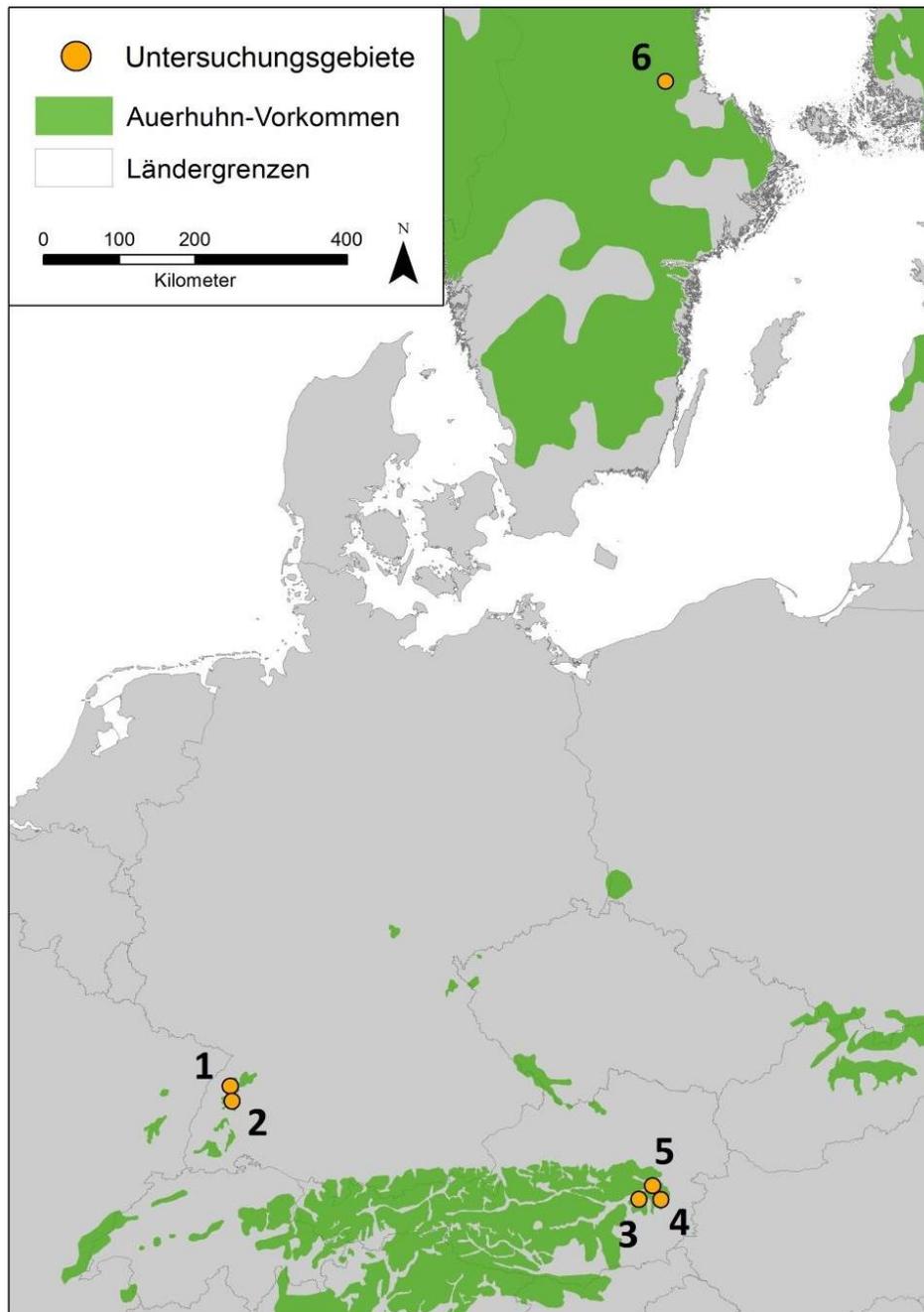


Abbildung 3.2: Die Lage der Untersuchungsgebiete in Deutschland, Schweden und Österreich (in orange) sowie die Auerhuhn-Vorkommen in den Ländern (in grün).

2: Alexanderschanze

Das Untersuchungsgebiet Alexanderschanze liegt im Nordschwarzwald im Bundesland Baden-Württemberg in Südwestdeutschland (vgl. Gebiet 2 in Abbildung 3.2). Die Aufnahmen wurden auf einer Höhenlage zwischen 675 und 965 m ü. M durchgeführt. Die vorherrschenden Baumarten im Gebiet sind Fichte und Tanne. Im Jahr 2002 wurde eine WEA (Südwind S70) an der Alexanderschanze errichtet. Das Gebiet wurde in das Forschungsprojekt aufgenommen, da es ausdrücklicher Wunsch des Projektbeirats war, mehr Gebiete aus dem Schwarzwald in das Projekt zu integrieren. Auch wenn hier die WEA schon seit langem in Betrieb ist, wurden Aufnahmen für das Untersuchungsmodul „Indirekte Nachweise“ durchgeführt.

3: Hochpürschtling

Das Untersuchungsgebiet Hochpürschtling befindet sich in den Fischbacher Alpen, einem Gebirgszug mit Mittelgebirgscharakter in der Steiermark in Österreich. Die WEA liegen entlang eines Bergrückens zwischen 1440 bis 1489 m ü. M. Die Aufnahmen wurden auf einer Höhenlage zwischen 1257 und 1489 m ü. M durchgeführt. Die Hauptbaumarten im Gebiet sind Fichte, Lärche und Tanne. Im Sommer 2013 wurden auf diesem Bergrücken insgesamt neun WEA (Repower MM92) errichtet. Diese Anlagen haben jeweils eine Gesamthöhe von 146 Meter. Die ersten Aufnahmen vor Bau wurden in diesem Gebiet im Sommer 2012 durchgeführt.

4: Herrenstein

Der Herrenstein ist ein Höhenrücken im Wechselgebiet, ein Mittelgebirge östlich der Fischbacher Alpen in der Steiermark in Österreich. Die Aufnahmen wurden in einer Höhenlage zwischen 1111 und 1443 m ü. M. durchgeführt. Die vorherrschenden Baumarten im Gebiet sind Fichte, Lärche und Tanne. Im Sommer 2017 wurden auf dem Herrenstein insgesamt 6 WEA (Vestas V112) mit einer jeweiligen Gesamthöhe von 150 m errichtet. In diesem Gebiet wurden seit 2013 Aufnahmen durchgeführt, die für diese Studie zu Verfügung stehen.

5: Pretul

Das Untersuchungsgebiet Pretul liegt rund um die Pretulalpe in den Fischbacher Alpen in der Steiermark in Österreich. Mit Aufnahmen in einer Höhenlage zwischen 989 und 1639 m ü. M. ist dies das höchstgelegene Untersuchungsgebiet. Der Windpark Pretul besteht aus 14 WEA (ENERCON E82-E4, mit einer jeweiligen Gesamthöhe von 119 m) und wurde 2015 entlang des Höhenrückens errichtet. Der Windpark grenzt an den in 2006 errichteten, tiefer gelegenen Windpark Moschkogel mit fünf Anlagen des Typs Enercon E70E4. Für die Auswertungen im Rahmen dieses Forschungsprojekts liegen Daten seit dem Jahr 2006 vor.

6: Jädraås

Das Untersuchungsgebiet Jädraås liegt in Mittelschweden, auf der Grenze zwischen den Provinzen Gävleborgs län und Dalarnas län. Auf einer Höhenlage zwischen 245 und 366 m ü. M. sind die vorherrschenden Baumarten Kiefer und Fichte. Der Windpark Jädraås besteht aus 66 WEA des Typs Vestas V112, mit einer Gesamthöhe von jeweils 175 m. Aus diesem Untersuchungsgebiet gibt es keine Daten zum Auerhuhn-Vorkommen oder der Verbreitung vor dem Bau der WEA. In diesem Untersuchungsgebiet wurden im Rahmen des Forschungsprojekts seit 2016 Daten erhoben. In einer Entfernung von 3 km wurde 2016 der Windpark Mombyåsen in Betrieb genommen, welcher 10 WEA des Typs Vestas V126 mit einer Gesamthöhe von jeweils 190 m umfasst. Dieser ist jedoch nur für die Telemetrieauswertungen von Bedeutung, da das Streifgebiet eines Hahnes sich auch mit diesem neuen Windpark überschneidet.

3.2 Modul: Raum-Zeit-Verhalten

3.2.1 Indirekte Nachweise

Autoren und Autorinnen: Coppes, J., Kämmerle, J-L., Bollmann, K., Braunisch, V., Grünsachner-Berger, V., Mollet, P., Suchant, R., Nopp-Mayr, U.

Die zentrale Forschungsfrage im Modul „Indirekte Nachweise“ lautet: *„Werden Auerhühner in Ihrem Raum-Zeit-Verhalten von WEA beeinflusst?“*. Hierzu wurde explizit die folgende Hypothese untersucht: *„Bei gleicher Lebensraumeignung wird der Bereich um WEA von Auerhühnern weniger genutzt als weiter entfernte Bereiche.“*

Das Forschungsmodul „Indirekte Nachweise“ untersuchte den Einfluss von Windenergieanlagen auf die Lebensraumnutzung von Auerhühnern anhand der Dichte und Verteilung indirekter Nachweise in der Umgebung der Windenergieanlagen, da direkte Beobachtungen von Auerhühnern über längere Zeit nicht standardisiert möglich sind. Da zudem zusätzliche Störungen vermieden werden sollten, wurde die Lebensraumnutzung auf der Basis der Kartierung indirekter Nachweise untersucht. Es gibt verschiedene indirekte Nachweisarten, mit denen Auerhühner eindeutig nachgewiesen werden können (vgl. Abbildung 3.3). Auerhuhnkot ist eindeutig erkennbar und wird nur von wenigen Organismen langsam zersetzt [1]. In einer sogenannten Huderpfanne (= Sandbadestelle) sind häufig Federn oder Kot der Tiere zu finden. In den seltenen Fällen, in denen eine direkte Beobachtung gelingt, gilt diese selbstverständlich auch als Auerhuhn-Nachweis. Die Kartierung indirekter Nachweise ist im Auerhuhn-Monitoring und in der Forschung eine etablierte und bewährte Methode [2-5]. Die auf systematisch angelegten Stichprobenflächen kartierten indirekten Auerhuhn-Nachweise ermöglichen es, Rückschlüsse zur Verbreitung und Lebensraumnutzung von Auerhühnern in einem Gebiet zu ziehen [3]. Werden gleichzeitig die das Raum-Zeit-Verhalten bestimmenden Lebensraumvariablen erhoben, können Zusammenhänge zwischen der Lebensraumnutzung und den das Verhalten beeinflussenden Umweltfaktoren untersucht werden [1, 3-5].



Abbildung 3.3: Indirekte Auerhuhn-Nachweise v.l.n.r.: Auerhuhnkot, Feder einer Auerhenne, Huderpfanne mit Auerhuhnkot und Federn.

3.2.1.1 Methoden

Untersuchungsgebiete

Indirekte Nachweise wurden in allen sechs Untersuchungsgebieten (in Österreich, im Schwarzwald und in Schweden; siehe Kapitel 3.1) auf systematisch angeordneten Stichprobenflächen erhoben. Diese wurden mittels eines regelmäßigen Rasters innerhalb der Untersuchungsgebiete so verteilt, dass sie einen Entfernungsgradienten im Hinblick auf die WEA abbilden (14 bis 2800 m von der WEA entfernt). Die Stichprobenflächen lagen dementsprechend sowohl in unmittelbarer Nähe zur WEA als auch weiter von den WEA entfernt (vgl. Abbildung 3.4). Hierbei wurden Bereiche, die hinsichtlich der Lebensraumsansprüche der Art nicht oder wenig relevant für Auerhühner sind (beispielsweise Tieflagen), nicht berücksichtigt. Pro Windenergiegebiet („WEA-Fläche“) wurde eine Referenzfläche in der Nähe des WEA-Gebietes ausgewählt, in der während des Untersuchungszeitraums keine WEA errichtet wurden. Beide Untersuchungsflächen wurden vor Bau der WEA festgelegt und blieben über den gesamten Untersuchungszeitraum gleich, obwohl in manchen Fällen während des Genehmigungsverfahrens die Position der WEA im WEA-Gebiet verändert wurde.

Datenerhebung

Die Datenerhebungen fanden jährlich im Zeitraum zwischen dem 1. Juli und dem 31. August statt. Dabei wurde in jedem Gebiet, entsprechend einer bewährten Standardmethode [1, 3-6], ein regelmäßiges Stichprobenraster angelegt. Die Distanz zwischen den Stichprobenmittelflächen variierte zwischen 100 x 100 m und 200 x 200 m, abhängig von der Größe des Untersuchungsgebietes. Hierdurch sollte eine flächendeckende Beprobung der gesamten Untersuchungsfläche bei realisierbarem Aufwand gewährleistet werden. Die Anzahl an Stichprobenflächen pro Gebiet war unterschiedlich (vgl. Tabelle 3.1). Die Aufnahmen wurden sowohl vor, als auch nach dem Bau der WEA durchgeführt.

Tabelle 3.1: Anzahl der Stichprobenflächen, die pro Gebiet und pro Jahr in den WEA-Flächen und den jeweiligen Referenzflächen (REF) erfasst wurden.

Untersuchungsgebiet	Anzahl	
	Stichprobenflächen	Rasterweite
1) Hornisgrinde WEA	318	100 x 100 Meter
1) Hornisgrinde REF	171	100 x 100 Meter
2) Alexanderschanze WEA	174	100 x 100 Meter
3) Hochpürschtling WEA	350	140 x 140 Meter
3) Hochpürschtling REF	200	140 x 140 Meter
4) Herrenstein WEA	404	100 x 100 Meter
4) Herrenstein REF	203	100 x 100 Meter
5) Pretul WEA	427	100 x 100 Meter
5) Pretul REF	264	100 x 100 Meter
6) Jädraås WEA	659	200 x 200 Meter
6) Jädraås REF	374	200 x 200 Meter

Die einzelnen Stichprobenflächen wurden mit Hilfe eines GPS-Handnavigationsgeräts aufgesucht. An jedem Stichprobenpunkt wurde in einem Umkreis von 5m jeweils 10 Minuten nach indirekten Auerhuhn-Nachweisen (z.B. Kot, Federn, Eierschalen) gesucht. Um eine konstante Datenqualität sicherzustellen, wurden alle Nachweise verpackt und nach Abschluss der Feldarbeit von einem Auerhuhn-Experten(-team) verifiziert. In jedem dritten Jahr wurden in einem Radius von 20m um den Stichprobenpunkt die für das Auerhuhn relevanten Waldstrukturen erfasst. Hierzu zählten die Baumartenzusammensetzung, das Sukzessionsstadium, der Überschirmungsgrad, die Anzahl tiefbeasteter Nadelbäume und die Stufigkeit des Bestands (Tabelle 3.2). Zudem wurden die Bodenbedeckung sowie die Zusammensetzung der Strauchschicht und der Bodenvegetation erhoben. An jedem Stichprobenpunkt wurde geprüft, ob eine WEA von diesem Punkt aus sichtbar war. Die Aufnahmen wurden nur bei trockener Witterung durchgeführt, da Regen zu schlechterer Sicht und verringerter Erkennbarkeit der Nachweise auf dem nassen Boden führen kann, was sich negativ auf die Fundwahrscheinlichkeit auswirkt. Um eine konstante Datenqualität zu sichern, wurden alle Mitarbeiter vor der Datenerhebung in der standardisierten Aufnahme der Waldstruktur, der Ökologie der Auerhühner und der Identifizierung indirekter Nachweise geschult.

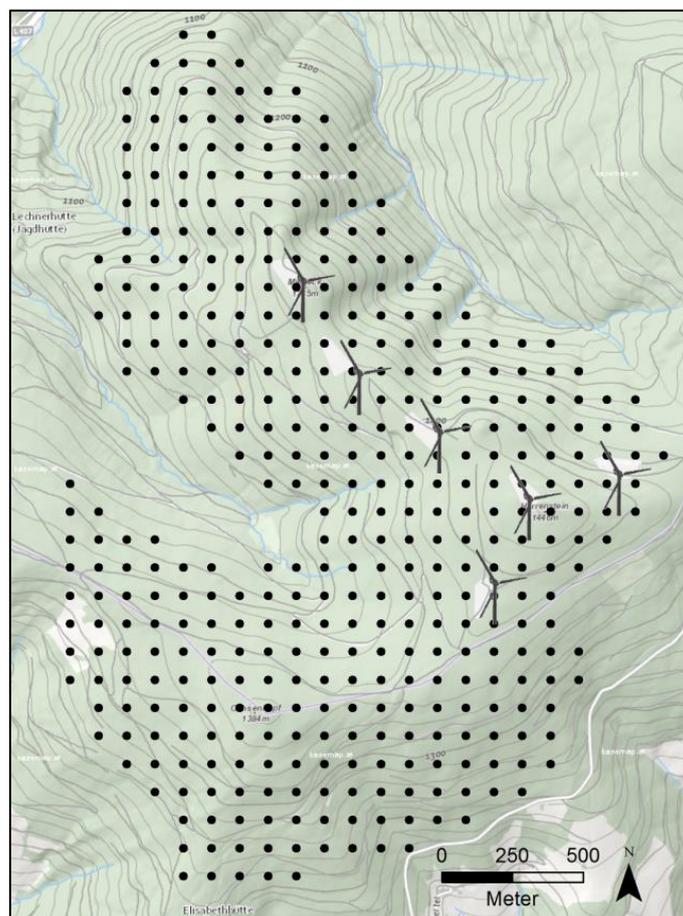


Abbildung 3.4: Systematisches Stichprobenraster um die WEA im Untersuchungsgebiet Herrenstein. Im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes wurden WEA geplant, aber nicht errichtet.

Tabelle 3.2: Umweltvariablen die auf den Stichprobenflächen erhoben wurden. Ein Teil der Variablen wurde zur Quantifizierung der Nachweiswahrscheinlichkeit (Index für die Lebensraumeignung auf der Stichprobefläche) verwendet.

Typ	Beschreibung	Einheit
Bestandesstruktur	Sukzessionsstadium des Bestandes (Klassen)	Unbestockt Jungwuchs (<1,3m) Dickung (BHD <10cm) Stangenholz (BHD<30cm) Baumholz (BHD>30cm) Altholz (BHD >60cm) Gemischt
	Lücke im Waldbestand	Ja / Nein
Baumschicht (>5m)	Stufigkeit des Bestandes (Klassen)	Einschichtig Zweischichtig Mehrschichtig
	Waldweide im Bestand	Ja / Nein
	Überschirmungsgrad	Prozent
	Tiefbeastete Nadelbäume	Anzahl
	Anteil Fichte im Baumbestand	Prozent
	Anteil Tanne im Baumbestand	Prozent
	Anteil Buche im Baumbestand	Prozent
	Anteil Kiefer im Baumbestand	Prozent
	Anteil Lärche im Baumbestand	Prozent
	Anteil Weichlaubholz im Baumbestand	Prozent
Strauchschicht (>1m <5m)	Anteil sonstiger Bäume im Baumbestand	Prozent
	Deckung der Strauchschicht	Prozent
	Anteil Fichte in der Strauchschicht	Prozent
	Anteil Tanne in der Strauchschicht	Prozent
	Anteil Buche in der Strauchschicht	Prozent
	Anteil Kiefer in der Strauchschicht	Prozent
	Anteil Lärche in der Strauchschicht	Prozent
	Anteil Weichlaubholz in der Strauchschicht	Prozent
Bodenvegetation	Anteil sonstiger Sträucher in der Strauchschicht	Prozent
	Deckung der Bodenvegetation	Prozent
	Höhe der Bodenvegetation	Zentimeter
	Anteil Verjüngung in der Bodenvegetation	Prozent
	Anteil Heidelbeere in der Bodenvegetation	Prozent
	Anteil sonstiger Beeren in der Bodenvegetation	Prozent
Topographie	Anteil sonstiger Bodenvegetation	Prozent
	Deckung liegendes Totholz	Prozent
	Höhe (m ü. NHN)	Meter
	Hangneigung	Grad
	Nordexposition, Maß inwieweit ein Hang nach Norden bzw. Süden ausgerichtet ist	-1 (Süden) bis 1 (Norden)
Menschliche störung	Ostexposition, Maß inwieweit ein Hang nach Osten bzw. Westen ausgerichtet ist	-1 (Westen) bis 1 (Osten)
	Entfernung touristische Infrastruktur	Meter

Berechnung der Windenergie-Prädiktoren

Um den Einfluss von WEA auf Auerhühner zu untersuchen, wurden verschiedene Einflussfaktoren in Betracht gezogen. In allen Untersuchungsgebieten wurde die räumliche Verteilung und jährliche Dauer des Schattenwurfs („WEA-Schattenwurf“), sowie die wahrgenommene Schallemission der WEA („WEA-Schallemission“) an jedem Stichprobenpunkt mit Hilfe des Projektentwicklers Windkraft Schonach (www.wks-energy.com) und dem Programm WindPRO 3.1. (Firma EMD International A/S) berechnet [7]. Für die genaue Berechnung wurde die Lage der WEA im Gebiet sowie der WEA-Typ (Hersteller und Modell) mit Nabenhöhe und Rotordurchmesser berücksichtigt (Firma EMD International A/S). Für die Schallberechnung wurden die in der WindPro-Datenbank hinterlegten maximalen Lautstärkepegel (bei 95% Maximalleistung) für die jeweiligen WEA-Typen verwendet. Diese wurden für die vorhandenen WEA-Typen durch Messung ermittelt. Für die Schall-Berechnungen wurde das Verfahren ISO 9613-2 verwendet, das bis Anfang 2018 das Standardberechnungsverfahren in Deutschland war [7]. Obwohl damit der Schallpegel auf einer Distanz ab ca. 800 m von der WEA geringfügig (bis zu 2 dB) unterschätzt wird, wird davon ausgegangen, dass diese Daten ausreichend sind, um einen Einfluss der Schallemission auf Auerhühner zu testen. Die Berechnung legt die lautest mögliche Situation zugrunde (95 % Maximalleistung, bei Windgeschwindigkeit von 10 m/s (IEC-Richtlinie 61400-11)) und spiegelt damit nicht eine durchgehende Situation wider.

Die Berechnung des Schattenwurfs basiert auf dem Einstrahlwinkel der Sonne und dem jährlichen Sonnenverlauf. Sie beinhaltet daher Informationen zur Erdachsenneigung, Erdrotation und der elliptischen Laufbahn der Erde um die Sonne. Somit verändern sich Einstrahldauer und Einstrahlwinkel der Sonne im Laufe des Jahres. Die Berechnung erfolgte in 1-Minuten-Schritten. Die Zeiten des potentiell möglichen Schattenwurfs werden aufsummiert und in Stunden pro Jahr angegeben. Es ist hieraus daher nicht abzuleiten, wann der Schattenwurf zu welcher Zeit an einem Punkt im Gebiet erscheint. Die Berechnung kann auf zwei unterschiedliche Arten durchgeführt werden. Der „astronomisch maximale“ Wert gibt die maximale Anzahl Stunden Schattenwurf pro Jahr an; ausgehend davon, dass die Rotoren der WEA immer orthogonal zur Einstrahlrichtung der Sonne ausgerichtet sind und dass der Himmel ganzjährig wolkenfrei ist. Der „meteorologisch wahrscheinliche“ Wert hingegen berücksichtigt, dass die Sonne nicht immer scheint, sondern auch von Wolken bedeckt wird und somit kein Schatten entsteht. Zudem wird berücksichtigt, dass der Rotor sich nach der Windrichtung ausrichtet und damit nicht immer den maximal möglichen Schatten verursacht. Hierbei werden gebietstypische Werte in der Modellierung veranschlagt. Somit ist der meteorologisch wahrscheinliche Wert immer geringer als der astronomisch maximale Wert, allerdings sind beide Werte stark korreliert.

Aufbereitung der Daten

Für die Analyse der Nachweisdichte in den Jahren vor und nach dem Bau der Windenergieanlagen wurde für jedes Jahr und jedes Studiengebiet der Anteil von Stichprobenflächen mit Auerhuhn-Nachweisen (Spanne von 0 = keine Nachweise bis 1 = Nachweise an allen Probeflächen) berechnet. Dieser Wert dient als Index für die relative Dichte des Auerhuhns in den Untersuchungsgebieten. Dem Wert jedes Jahres wurden dann Informationen zum Baustatus der Windenergieanlagen („vor“ oder „nach“ dem Bau der Anlagen) und zum Gebietstyp („WEA-“ oder „Referenz-Fläche“) zugewiesen. Zusätzlich wurden für jedes Jahr die Jahre seit dem Bau der Anlage berechnet, wobei den Jahren vor dem Bau ein negatives Vorzeichen zugewiesen wurde. Der finale Datensatz umfasste N = 46 Datenflächen aus 4 Gebietspaaren mit komplettem ‚Vorher-Nachher-WEA-Kontrolle‘ Design (Englisch: *Before-After-Control-Impact*; BACI). Die Gebiete Alexanderschanze und Jädraås konnten in dieser Auswertung nicht berücksichtigt werden, da es von dort nur Daten nach Bau der WEA gab.

Für die Analyse der kleinräumigen Lebensraumnutzung im Bereich um die WEA wurden die Daten auf Ebene der einzelnen Stichprobenflächen verwendet. Hierfür wurden die Daten aus allen Studienflächen mit WEA (6 Gebiete), jeweils aus allen Jahren nach Bau der Anlagen verwendet (N = 5124 Stichprobenflächen).

Quantifizieren der WEA-unabhängigen Lebensraumeignung auf den Stichprobenflächen (Index der Lebensraumeignung)

Um in der Analyse der kleinräumigen Lebensraumnutzung von Auerhühnern Effekte der WEA von Effekten der Lebensraumqualität unterscheiden zu können, wurde ein WEA-unabhängiger Index der Lebensraumeignung hergeleitet. Hierfür wurde die WEA-unabhängige Wahrscheinlichkeit für den Nachweis der Art auf jeder Stichprobenfläche errechnet. Diese ‚Nachweiswahrscheinlichkeit‘ wurde mittels eines Modells quantifiziert, das nur die Daten aus den Referenzflächen sowie Daten aus den Windenergieflächen vor dem Bau der Windenergieanlagen verwendet (N = 4929). Im Modell wurde die Wahrscheinlichkeit, an einem Stichprobenpunkt einen Auerhuhnnachweis zu finden, in Abhängigkeit von den aufgenommenen Umweltvariablen (s. Tabelle 3.3) berechnet. Solche Umweltvariablen waren u.a. Daten zur Vegetationsbedeckung, zu den Bestandesstrukturen des Waldes, zur Topographie und zur touristischen Infrastruktur in den Gebieten (Tabelle 3.2). Mit den Umweltdaten wurden verschiedene Modellstrukturen trainiert und mittels Kreuzvalidierung der beste statistische Ansatz gewählt. Als bestes Modell wurde ein gemischtes generalisiertes lineares Modell (GLMM) identifiziert. Dieses wurde dann verwendet, um für jede Stichprobenfläche der WEA-Flächen die Wahrscheinlichkeit vorherzusagen, dass (unabhängig vom möglichen Einfluss der WEA) Nachweise von Auerhühnern gefunden werden. Diese Vorhersage der Nachweiswahrscheinlichkeit dient als Index für die Lebensraumeignung auf der Stichprobefläche. Da nicht in allen Untersuchungsgebieten in jedem Jahr Umweltdaten an den Probeflächen erhoben worden waren, wurden den Jahren ohne rezente Umweltdaten die Daten des jeweils zeitlich nächsten Jahres zugewiesen (z.B. falls Umweltdaten für 2015 und 2018 vorlagen, wurden dem Jahr 2017 die Daten aus 2018 zugewiesen).

Tabelle 3.3: Ergebnisse des GLMM für die Quantifizierung der Nachweiswahrscheinlichkeit auf den Stichprobenflächen. P-Werte wurden mit Hilfe der Satterthwaite Methode geschätzt. Die Definition der Umweltvariablen (Prädiktoren) finden sich in Tabelle 3.2.

Prädiktor	Modellkoeffizient	Standardfehler	P-Wert
Intercept	-0.958	0.215	<0.001
Lücke im Waldbestand (ja/nein)	0.216	0.082	0.008
Überschirmung (%)	-0.190	0.056	<0.001
Überschirmung (%) ²	-0.322	0.041	<0.001
Anteil Tanne (%)	-0.059	0.048	0.219
Anteil Kiefer (%)	0.236	0.061	<0.001
Anteil Lärche (%)	-0.076	0.038	0.046
Deckung Bodenvegetation (%)	0.063	0.046	0.174
Höhe Bodenvegetation (cm)	-0.115	0.051	0.026
Deckung Heidelbeere (%)	0.167	0.049	<0.001
Deckung Heidelbeere (%) ²	-0.171	0.049	<0.001
Deckung Sonstige Beeren (%)	0.020	0.049	0.681
Hangneigung (Grad)	-0.121	0.050	0.015
Entf. touristische Infrastruktur (m)	0.333	0.099	<0.001
Entf. touristische Infrastruktur (m) ²	-0.121	0.066	0.067

Statistische Analyse

Nachweisdichte und WEA

Die Auswirkung von WEA auf die mittlere Nachweisdichte pro Untersuchungsgebiet und Jahr wurde mit einem linearen gemischten Regressionsmodell (LMM) untersucht. Es wurden alle Gebiete, berücksichtigt, in denen es sowohl Daten *vor* Bau als *nach* Bau gab. Es wurden zwei Modelle erstellt: Im ersten Modell wurde die mittlere Nachweisdichte in Abhängigkeit der Prädiktoren „vor vs. nach Bau“ sowie „WEA- vs. Referenzfläche“ und der Interaktion der beiden Variablen modelliert. Das zweite Modell untersuchte die Auswirkung der „Jahre nach Bau“ in Interaktion mit der Variable „WEA- vs. Referenzfläche“. Durch Hinzufügen eines quadratischen Terms für „Jahre nach Bau“ wurde explizit auf ein mögliches Abflachen des Effekts mit der Zeit getestet. Grundsätzliche Unterschiede in den Nachweisraten zwischen den Studiengebieten wurden in beiden Modellen mittels eines „*random intercept*“ (= zufälliges Absolutglied) pro Untersuchungsgebiet berücksichtigt. Bevor auf mögliche Auswirkungen von WEA auf die Nachweisdichte getestet wurde, wurde mittels des oben dargestellten Index der Lebensraumeignung sichergestellt, dass der Entwicklung der Populationsdichte keine systematische Veränderung der Lebensraumeignung zu Grunde lag.

Lebensraumnutzung und WEA

Auf Ebene der einzelnen Stichprobenfläche wurde die Wahrscheinlichkeit, dass eine Fläche von einem Auerhuhn genutzt wurde (als 0: kein Nachweis und 1: Nachweis), in Abhängigkeit von Umweltprädiktoren in generalisierten additiven gemischten Modellen (GAMM) untersucht. Die einzelnen WEA-Prädiktoren waren zu stark korreliert (d.h. $|r| > 0.7$), um sie gemeinsam in einem einzigen Regressionsmodell zu untersuchen. Um Effekte der Windenergieanlagen auf die Lebensraumnutzung der Tiere zu testen, wurden daher (1) der Abstand einer Probestfläche zur WEA, (2) der berechnete meteorologisch wahrscheinliche WEA-Schattenwurf (in Stunden pro Jahr), sowie (3) die berechnete WEA-Schallemission (in Dezibel) als kubische splines mit „*shrinkage*“ in separate Modelle integriert. Der Schattenwurf wurde log-transformiert, um eine bessere Verteilung der Daten zu erreichen. Die Flexibilität der splines wurde auf jeweils 3 Freiheitsgrade beschränkt, um aus ökologischer Sicht unsinnige Ergebnisse zu verhindern. Die Sichtbarkeit von WEA an jedem Stichprobenpunkt wurde als Faktorvariable (sichtbar/nicht sichtbar) in jedes der Modelle mit aufgenommen. Der Index der Lebensraumeignung (basierend auf Waldstrukturen, topografischen Bedingungen und touristischer Infrastruktur) an jedem Punkt wurde als regulärer linearer Term in jedes Modell aufgenommen, um die Einflüsse der WEA unabhängig von der Lebensraumeignung zu untersuchen. Alle Variablen wurden zuvor durch Subtraktion des Mittelwertes und Teilen durch die Standardabweichung standardisiert. Unterschiede in der mittleren Nachweisdichte zwischen Gebieten und Jahren wurden mittels eines „*random intercept*“ pro Studienjahr und Studienfläche berücksichtigt. Zusätzlich wurde für jeden WEA-Prädiktor eine Interaktion mit dem Index der Lebensraumeignung (Hypothese: Eventuelle Auswirkungen von WEA sind schwächer bei guter Lebensraumeignung) sowie mit der Sichtbarkeit der Turbine getestet. Mittels Akaikes Information Criterion (AIC [8]) wurde überprüft, ob durch Hinzufügen der Interaktionen eine Verbesserung der Modelle (d.h. *model fit*) erreicht wurde. Um einen systematischen Einfluss von indirekten Nachweisen aus der Winter- oder Sommersaison bzw. der beiden Geschlechter auszuschließen, wurden die finalen Modelle jeweils mit Teildatensätzen wiederholt (z.B. nur für Nachweise männlicher und weiblicher Tiere bzw. nur mit Sommer- und Winternachweisen). Die Form und Signifikanz der resultierenden Modellterme wurde überprüft, um sicherzustellen, dass die finalen Effekte stabil waren.

3.2.1.2 Ergebnisse

Nachweisdichte und WEA

In beiden Modellen gab es einen positiven Trend hin zu höheren Nachweisdichten während des Projektzeitraums (Abbildung 3.5). Dieser Trend war nicht signifikant, jedoch waren die P-Werte sehr klein (Tabelle 3.4). Die Unterschiede in der Nachweisdichte zwischen WEA- und Referenzgebieten waren nicht signifikant, weder im BACI-Design, noch relativ zum Zeitraum seit Bau der WEA. Die positive Entwicklung der Nachweisdichten war zwar schwächer in den WEA Gebieten als in den Referenzgebieten, aber die Unterschiede waren nicht signifikant (Tabelle 3.4).

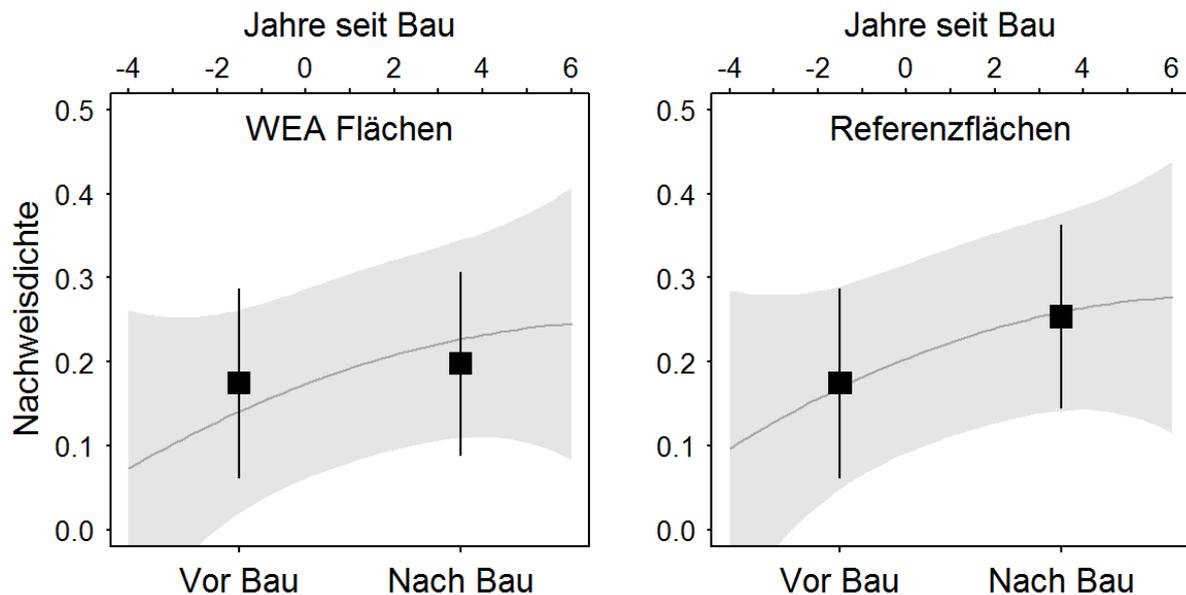


Abbildung 3.5: Finale Ergebnisse der GLMMs zur Entwicklung der Nachweisdichten in den Untersuchungsgebieten. Die Boxen zeigen die Nachweisdichten vor und nach Bau der WEA (mit 95% Konfidenzintervall), die Trendlinie zeigt die Entwicklung der Nachweisraten in Abhängigkeit von den Jahren seit Bau und die dazugehörigen Konfidenzintervalle (graue Flächen).

Tabelle 3.4: Ergebnisse der GLMMs zur Entwicklung der Nachweisdichten in den Untersuchungsgebieten im BACI-Design, d.h. vor und nach Bau der Windenergieanlagen (a) und zeitlich in Jahren seit Bau der Windenergieanlagen (b). Modellkoeffizienten, deren Standardfehler und die P-Werte sind angegeben.

a) Modell BACI-Design			
Prädiktor	Modellkoeffizient	Standardfehler	P-Wert
Intercept	0.254	0.054	<0.001
Vor-Nach Bau: Vor	-0.079	0.041	0.061
WEA-Kontrolle: WEA	-0.056	0.076	0.481
Vor Bau * WEA	0.056	0.058	0.341

b) Modell Jahre seit Bau			
Prädiktor	Modellkoeffizient	Standardfehler	P-Wert
Intercept	0.204	0.056	0.005
Jahre seit Bau	0.021	0.012	0.083
Jahre seit Bau ²	-0.030	0.079	0.711
WEA-Kontrolle: WEA	-0.002	0.002	0.556
Jahre seit Bau * WEA	-0.001	0.017	0.950
Jahre seit Bau ² * WEA	<0.001	0.004	0.967

Lebensraumnutzung und WEA-Prädiktoren

Die finalen Modelle enthielten jeweils die Effekte der WEA-Prädiktoren, jedoch keine Interaktionen mit der Sichtbarkeit der Anlage von der Stichprobenfläche oder der dortigen Lebensraumeignung (Index). Die nicht vorhandene Interaktion der WEA-Effekte mit der Lebensraumeignung deutet darauf hin, dass die gefundenen Effekte unabhängig von der Lebensraumeignung vorhanden sind. Die Form der Effekte war stabil, wenn die Modelle auf Teildatensätzen (z.B. Winter- oder Sommernachweise, Hahn- oder Hennennachweise) wiederholt wurden.

In allen Modellen gab es einen starken positiven Zusammenhang zwischen der Nutzung einer Probefläche und dem Index der Lebensraumeignung (s. Tabelle 3.5 und Anhang 5.6). Die folgenden Effekte der WEA auf die Nutzungswahrscheinlichkeit des Auerhuhns, unabhängig von der Lebensraumeignung, wurden gefunden: Bei mehr als ca. 2 Stunden meteorologisch wahrscheinlichem Schattenwurf pro Jahr verringerte sich die Nutzungswahrscheinlichkeit einer Fläche durch Auerhühner mit zunehmender Menge an Schattenwurf (Abbildung 3.6 - WEA Schatten). Die Nutzung einer Fläche reduzierte sich ebenfalls mit zunehmender Nähe zur WEA. Dieser Effekt war bis zu einer Entfernung von rund 650 m zur WEA vorhanden; weiter entfernt konnte kein Einfluss mehr nachgewiesen werden (Abbildung 3.6 - Entfernung zur WEA). Es gab einen negativen Zusammenhang zwischen der Nutzung einer Fläche und der Höhe der Schallemissionen für Werte über ca. 40 Dezibel. Für geringere Werte konnte kein Effekt nachgewiesen werden (Abbildung 3.6 – Schallemission WEA). Es gab einen kleinen nicht-signifikanten Trend hin zu geringerer Nutzung, wenn von der Probefläche aus eine WEA sichtbar war, jedoch überlappten die Konfidenzintervalle klar (Tabelle 3.5; Abbildung 3.6 - Sichtbarkeit WEA). Die Effektgrößen der WEA-Prädiktoren waren im Vergleich zum Effekt der Lebensraumeignung geringer (Tabelle 3.5; Anhang 5.6).

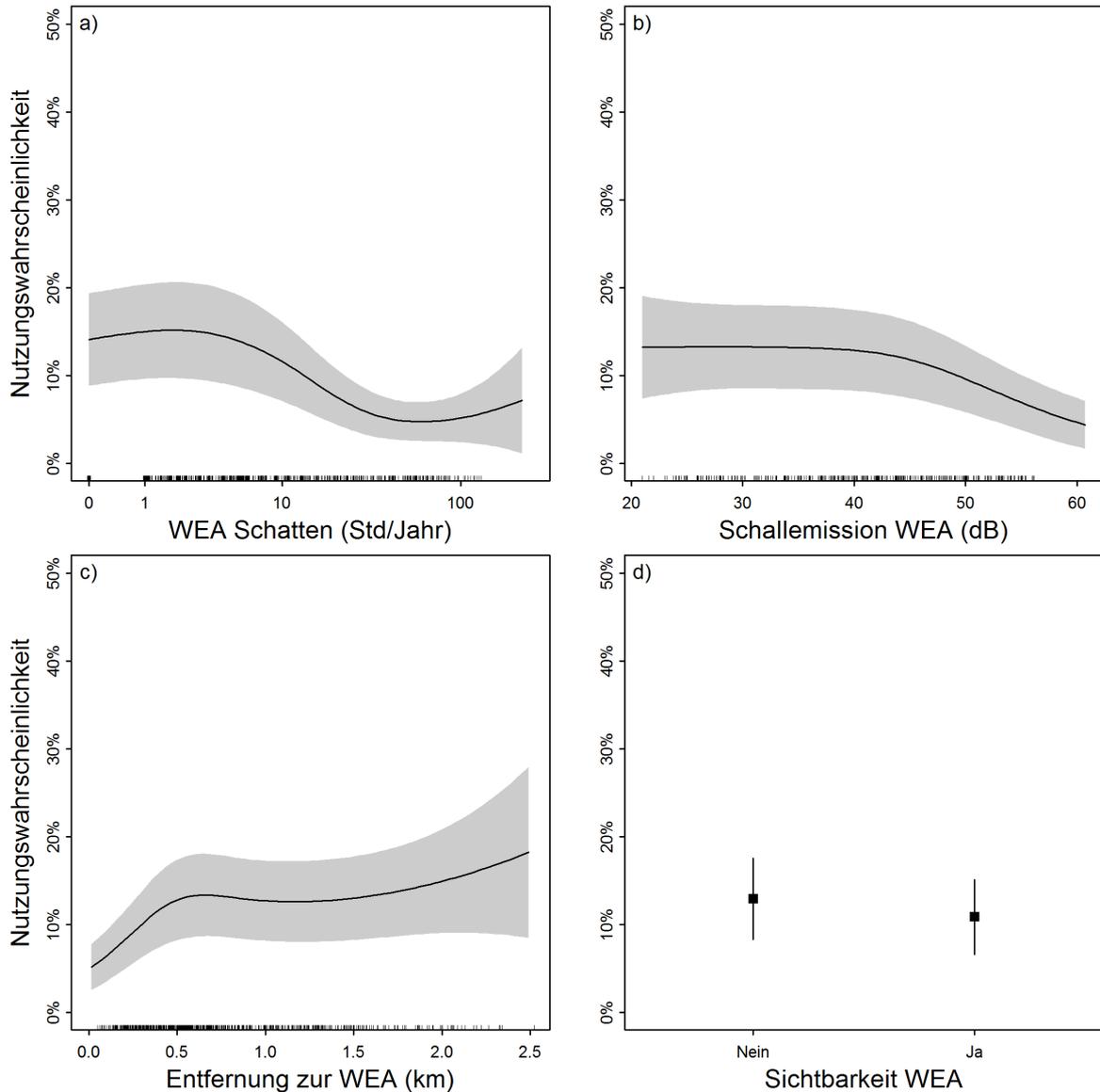


Abbildung 3.6: Lebensraum-unabhängige Auswirkung von WEA-Prädiktoren auf Auerhühner. Die Grafik zeigt die Ergebnisse der Generalisierten Additiven Gemischten Modelle (GAMM) zum Effekt folgender WEA-Prädiktoren: Entfernung zur WEA (a), Schattenwurf (b), Schallemission der WEA (c), sowie Sichtbarkeit der WEA (d) auf die Lebensraumnutzung von Auerhühnern. Die Lebensraumeignung wurde zur Visualisierung konstant gehalten (Mittelwert). Die Daten wurden mit Hilfe der indirekten Nachweismethode erhoben, die Verteilung der Datenpunkte entlang des jeweiligen Prädiktor-Gradienten ist durch die Striche auf der x-Achse dargestellt.

Tabelle 3.5: Ergebnisse der GAMMs zum Effekt der WEA-Prädiktoren Schattenwurf (a), Schallemission (b) und Entfernung zur WEA (c) auf die kleinräumige Lebensraumnutzung von Auerhühnern gemessen mittels der indirekten Nachweismethode. Modellkoeffizienten und deren Standardfehler bzw. die Freiheitsgrade der *splines* (edf) sind angegeben.

a) Modell Schattenwurf			
Prädiktor	Modellkoeffizient	Standardfehler	P-Wert
Intercept	-2.120	0.215	<0.001
Sichtbarkeit – Ja	-0.092	0.103	0.370
Lebensraumeignung (Index)	0.548	0.057	<0.001
Prädiktor	edf	P-Wert	
WEA-Schattenwurf (h/Jahr)	2.762	<0.001	

b) Modell Schall WEA			
Prädiktor	Modellkoeffizient	Standardfehler	P-Wert
Intercept	-2.029	0.206	<0.001
Sichtbarkeit – Ja	-0.197	0.102	0.054
Lebensraumeignung (Index)	0.544	0.056	<0.001
Prädiktor	edf	P-Wert	
WEA-Schallemission (dB)	2.335	<0.001	

c) Modell Distanz WEA			
Prädiktor	Modellkoeffizient	Standardfehler	P-Wert
Intercept	-2.033	0.204	<0.001
Sichtbarkeit – Ja	-0.178	0.102	0.081
Lebensraumeignung (Index)	0.542	0.056	<0.001
Prädiktor	edf	P-Wert	
Entfernung zur WEA (km)	2.787	<0.001	

3.2.1.3 Diskussion

Die Analyse der indirekten Auerhuhn-Nachweise vor und nach Bau von WEA zeigen, dass in Bereichen bis zu 650m um die WEA eine Abnahme der Nutzung mit zunehmender Nähe zur WEA nachzuweisen ist (vgl. Abbildung 3.6). Dies bedeutet, dass die Nutzbarkeit dieser Bereiche für Auerhühner beeinträchtigt ist. Es konnte jedoch nicht abschließend geklärt werden, welcher WEA-Parameter diese Beeinträchtigung verursacht, da alle WEA-Prädiktoren (d.h. Distanz zu WEA, Schattenwurf und Schall) stark korreliert waren. Es könnte daher sein, dass Auerhühner durch den Schattenwurf der WEA, durch Geräusche, die von der WEA ausgehen oder durch andere Faktoren, die mit der WEA zusammenhängen, beeinträchtigt werden.

Die Entfernung von der WEA, innerhalb derer Auerhühner beeinträchtigt sind (ca. 650 m), ist den Distanzen ähnlich, die zuvor für Birkhühner in WEA-Gebieten in Österreich [9] und Schottland [10] nachgewiesen wurden. In Spanien wurde mittels Linientaxierungen sogar eine Reduktion indirekter Auerhuhn-Nachweise über eine größere Distanz (1000 m) von der WEA festgestellt [11, 12]. Zudem wurden dort auch geringere Nachweisraten nach dem Bau gefunden als davor [11, 12]. Wodurch dieser Unterschied verursacht ist, bleibt allerdings unklar. Im Vergleich zu den Effekten von Freizeitinfrastruktur auf Auerhühner (d.h. Wanderwege, Mountainbike-Strecken, Loipen, Ski-Pisten) scheinen die Effekte von WEA über eine größere Distanz hinweg wirksam zu sein. Für Freizeitinfrastruktur wurden zuvor mittlere Meidungsdistanzen von 145 m (im Sommer) und 320 m (im Winter) für Auerhühner nachgewiesen [13]. Obwohl nach Bau der WEA in den Referenzgebieten höhere Nachweisdichten gefunden wurden, als in den WEA Gebieten (vgl. Abbildung 4.5), wurde bei

der Auswertung auf Gebietsebene kein signifikanter Unterschied zwischen WEA-Gebieten und den Referenzgebieten gefunden. Eine Reduktion der Nachweisdichte insgesamt in Folge der WEA konnte somit nicht nachgewiesen werden.

Die Auswirkungen von WEA auf Vögel können kurz nach dem Bau der Anlage stärker ausgeprägt sein als nach einigen Jahren [14]. Für Raufußhühner wurde allerdings gezeigt, dass es auch einen zeitlichen Versatz zwischen dem Bau von Infrastruktur und messbaren negativen Auswirkungen auf die Population geben kann [15]. Unsere Daten wurden in verschiedenen Gebieten sowohl kurz nach dem Bau der WEA (z.B. Gebiet Herrenstein) als auch mehrere Jahre nach dem Bau (z.B. Jädraås und Hochpürschtling) gesammelt. Das Vorhandensein eines Effektes von WEA auf die Lebensraumnutzung über alle Gebiete hinweg ist ein klarer Hinweis darauf, dass Auerhühner nicht nur kurzfristig (z.B. während der Bauphase) von WEA beeinflusst werden. Es ist daher anzunehmen, dass WEA einen langfristigen Einfluss auf das Raum-Zeit-Verhalten von Auerhühnern haben. Die fehlenden Interaktionen zwischen der Lebensraumeignung und den WEA-Prädiktoren sind ein Indiz dafür, dass die negativen Auswirkungen der WEA innerhalb des beeinträchtigten Bereichs (ca. 650 m um die WEA) durch habitatverbessernde Maßnahmen nicht kompensiert werden können.

Fazit

Mittels systematischer Suche nach indirekten Nachweisen wurde in diesem Modul das Raum-Zeit-Verhalten von Auerhühnern in Relation zu WEA untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass Auerhühner in ihrem Raum-Zeit-Verhalten durch WEA beeinflusst werden, wobei eine geringere Nutzung von Bereichen innerhalb von ca. 650 m rund um die WEA nachgewiesen wurde. Dieser Effekt scheint nicht nur kurzfristig (z.B. in der Bauphase) zu sein, sondern langfristig zu wirken. Die Ergebnisse stützen damit die dem Forschungsmodul zugrundeliegende Hypothese, dass Bereiche um WEA bei gleicher Lebensraumeignung von Auerhühnern weniger genutzt werden. Es gibt zudem Hinweise darauf, dass die durch WEA entstandenen Beeinträchtigungen nicht durch Verbesserung der Lebensraumeignung auf der gleichen Fläche kompensiert werden können.

3.2.1.4 Literatur

1. Poggenburg C, Nopp-Mayr U, Coppes J (2018) Shit happens ... and persists: decay dynamics of capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) droppings under natural and artificial conditions. *European Journal of Wildlife Research*. 64. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1187-9>.
2. Klaus S, Andreev V, Bergmann HH, Müller F, Porkert J, Wiesner J. *Die Auerhühner*. Magdeburg: Westarp Wissenschaften; 1989. 276 pp.
3. Storch I (2002) On spatial resolution in habitat models: can small-scale forest structure explain capercaillie numbers? *Conservation Ecology*. 6: [online] www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art6/
4. Zohmann M, Immitzer M, Wöss M, Gossow H, Nopp-Mayr U (2014) Modelling habitat use of *Tetrao urogallus* L. in Austria for conservation issues. *Journal for Nature Conservation*. 22 (3): 223-234.
5. Coppes J, Nopp-Mayr U, Grünsachner-Berger V, Storch I, Suchant R, Braunisch V (2018) Habitat suitability modulates the response of wildlife to human recreation. *Biological conservation*. 227: 56-64.
6. Immitzer M, Nopp-Mayr U, Zohmann M (2014) Effects of habitat quality and hiking trails on the occurrence of Black Grouse (*Tetrao tetrix* L.) at the northern fringe of alpine distribution in Austria. *Journal of Ornithology*. 155: 173-181.
7. EMD International A/S (2018) WindPRO 3.1 www.emd.dk.
8. Burnham KP, Anderson DR (2004) *Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach*. 2nd ed. New York, NY: Springer New York Inc. <http://dx.doi.org/10.1007/b97636>.
9. Grünsachner-Berger V, Kainer M (2011) Black grouse *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): how to live between skiing areas and windparks. *Egretta*. 52: 46-54.
10. Zwart MC, Robson P, Rankin S, Whittingham MJ, McGowan PJK (2015) Using environmental impact assessment and post-construction monitoring data to inform wind energy developments. *Ecosphere*. 6: 1-11.
11. González MA, García JT, Wengert E, Fuertes B (2016) Severe decline in Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* habitat use after construction of a wind farm. *Bird Conservation International*. 26: 256-261.
12. González MA, Ena V (2011) Cantabrian Capercaillie signs disappeared after a wind farm construction. *Chioglossa*. 3: 65-74.
13. Coppes J, Ehlacher J, Thiel D, Suchant R, Braunisch V (2017) Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. *Journal Avian Biology*. 48: 1583-1594.
14. Pearce-Higgins JW, Stephen L, Douse A, Langston RHW (2012) Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology*. 49: 386-394.
15. Harju SM, Dzialak HR, Taylor RC, Hayden-Wing LD, Winstead JB (2010) Thresholds and time lags in effects of energy development on greater sage-grouse populations. *Journal of Wildlife Management*. 74: 437-448.

3.2.2 Telemetrie

Autoren und Autorinnen: Coppes, J., Taubmann, J., Kämmerle, J-L., Storch, I., Fiedler, W.

Die zentrale Forschungsfrage im Telemetrie-Modul lautet:

„Werden Auerhühner in Ihrem Raum-Zeit-Verhalten von WEA beeinflusst?“. Die hierzu getestete Hypothese war: „Bei gleicher Lebensraumeignung wird der Bereich um WEA von Auerhühnern weniger genutzt als weiter entfernte Bereiche.“

Im Modul „Telemetrie“ wurde die kleinräumige Lebensraumnutzung besenderter Auerhühner in Relation zu WEA untersucht. Im Vergleich zum Modul „Indirekte Nachweise“ lassen sich hierdurch individuelle und zeitliche Unterschiede in der Reaktion der Tiere auf WEA ermitteln. Aufgrund der begrenzten Laufzeit der Sender und der Unsicherheit beim Verlauf von Genehmigungsverfahren für WEA wurde in Abstimmung mit den Projektpartnerinnen und Projektpartner sowie des Projektbeirats entschieden, bei der Telemetrie keine Vorher-Nachher Studie durchzuführen, sondern Auerhühner in einem bestehenden Windpark zu besendern. Bei Raufußhühnern wird das Raum-Zeit-Verhalten [1-4] bzw. der Einfluss von Menschen und Infrastruktur [5-7] hierauf schon lange mit Hilfe von Telemetriestudien untersucht. In den USA wurde diese Methode angewandt, um den Einfluss von WEA auf verschiedene Raufußhuhn-Arten zu untersuchen [7-9].

3.2.2.1 Methoden

Untersuchungsgebiet

In den ausgewählten österreichischen Untersuchungsgebieten ergaben sich unvorhersehbare Hindernisse für die Realisierung dieses Forschungsmoduls (v.a. mangelnde Akzeptanz von Seiten der lokalen Akteure, z.T. lang andauernde Genehmigungsverfahren für den Fang von Auerhühnern mit deutlich eingeschränkten Fangzeiten). Eine Besenderung von Tieren in diesen Studiengebieten war deshalb nicht möglich. Infolgedessen wurde nach alternativen Untersuchungsgebieten gesucht. Mit bestehenden Windparks in Auerhuhn-Vorkommensgebieten, sowie einer gleichzeitig hohen Auerhuhndichte bot Schweden gute Voraussetzungen für dieses Forschungsmodul. Anfang 2016 konnte die Grimsö Wildlife Research Station (Forschungsinstitut der Swedish University of Agricultural Sciences, SLU) als Partner vor Ort gewonnen werden. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über den 2012/2013 errichteten Windpark Jädraås und den 2016 errichteten Windpark Mombyåsen (s. Kapitel 3.1).

Datenerhebung

Im Vorfeld der Untersuchungen fanden Sendertests, Kalibrierungsstudien und Übungsdurchläufe der Besenderung an Gehegetieren statt. In den Jahren 2017 und 2018 wurden Auerhühner im Untersuchungsgebiet, möglichst nah an bestehenden WEA, jeweils in den Monaten April und Mai gefangen. Die Tiere wurden mit stehenden Netzen (Netze aus dem Lachsfang; +1.5 m hoch) sowohl direkt am Balzplatz, als auch an Sandbädern gefangen. Auerhühner wurden nicht aktiv in die Netze getrieben, sondern liefen zufällig hinein und verfangen sich im Netz. Am Balzplatz wurden die Netze dauerhaft beobachtet, sodass ein im Netz verfangenes Tier umgehend befreit und besendert werden konnte. An den anderen Fangstellen wurden die Netze in einem 2-Stunden-Rhythmus kontrolliert, um sicherzustellen, dass die Tiere nicht zu lange im Netz verblieben und somit unnötig leiden mussten oder Prädatoren ausgeliefert waren.

Nach dem Fang wurden die Tieren fixiert und die Augen verdeckt, um die Sender möglichst schnell und schonend anzubringen. Es wurden Rucksacksender der Firma E-Obs (www.e-obs.de) des Typs „Bird 1AA2“, „Bird 1A-light“, „Bird Solar“ oder „Bird 2AA2“ verwendet. Sender für männliche Tiere waren maximal 48 g schwer, die der weiblichen Tiere maximal 38 g. Hierdurch wurde gewährleistet, dass das Gewicht der Sender maximal 2% des Körpergewichtes der Tiere entsprach. Ein Teil der Sender war mit einer kleinen Solarzelle ausgestattet, sodass der Sender seine Batterie selbstständig wieder aufladen konnte. Alle Sender waren GPS-Sender, die selbständig die Position der Tiere erfassten. Das minimale Intervall zwischen zwei Positionen betrug 5 Minuten, der maximale Zeitraum 8 Stunden. Für die Analyse wurden die Daten in zwei biologisch sinnvoll abzugrenzende Zeiträume aufgeteilt: „Balzzeit“ und „Sommer“. Während der Balzzeit kehren die Hähne täglich zum Balzplatz zurück, weshalb ihre Lebensraumnutzung stark von der Lage des Balzplatzes geprägt ist. Die Balzzeit wurde als der Zeitraum von Beginn der Besenderung bis zum ersten Tag, an dem die Hähne den Balzplatz verlassen hatten ohne zurückzukehren, definiert (Zwischen Ende Mai und Anfang Juni). Der Zeitraum Sommer beinhaltet Daten aus dem Zeitraum Juni bis Oktober. Um die Auswirkung des Besendervorganges auf die zu analysierenden Daten zu minimieren wurden die Messungen der ersten 72 Stunden nach Fang nicht miteinbezogen.

Genauigkeitsanalyse

Um einen möglichen Einfluss von GPS-Abweichungen zu erfassen, wurde eine Genauigkeitsanalyse der Positionen durchgeführt. Diese hatte zum Ziel, einen Teildatensatz mit „genauen“ Positionen zu selektieren, mit dessen Hilfe der mögliche Einfluss von ungenauen Punkten im Vergleich von Gesamt- und Teildatensatz bestimmt werden sollte. Hierfür wurden stationär ausgebrachte GPS-Sender in verschiedenen Lebensraumtypen verwendet. Der Standort des jeweiligen Senders mittels eines GPS-Handgerätes (Garmin Alpha 100) vermessen, wobei auf eine möglichst hohe GPS-Genauigkeit des Handgerätes geachtet wurde. Aus der Abweichung der angegebenen Koordinaten der GPS-Positionen vom tatsächlichen Standort des Senders ergab sich ein Maß für die horizontale Abweichung der GPS-Positionen. Mit Hilfe dieser Werte konnte die Qualität der systemintern vom GPS-Sender errechneten Schätzung für die GPS-Genauigkeit (für die die Anzahl der genutzten Satelliten ein Hinweis ist) evaluiert werden. Die tatsächliche Abweichung und der interne Genauigkeitswert waren stark korreliert, jedoch nahm die Streuung der Punkte um eine geschätzte Regressionsgerade mit zunehmender horizontaler Abweichung zu. Aus diesem Verhältnis wurde ein Schwellenwert bei einer GPS-Genauigkeit von 25 (Einheiten auf Werteskala des Sendermoduls) abgeleitet, oberhalb dessen die Einstufung der Positionsgenauigkeit der Punkte zu ungenau war. Durch Trennen der Daten an diesem Schwellenwert wurde ein Teildatensatz für die Evaluation mit einem Umfang von ca. 70% der Originaldaten (d.h. 30% der Daten hatten eine Ungenauigkeit oberhalb dieses Schwellenwertes) und einer mittleren Positionsabweichung von ≤ 12 m erstellt.

Erstellen der Umweltvariablen

Flächendeckende Daten zur Topographie (z.B. Meereshöhe, Hangneigung) und Landnutzung (z.B. Wald-Moor Verteilung und Wege) im Untersuchungsgebiet wurden vom schwedischen Landesvermessungsamt zu Verfügung gestellt (Lantmäteriet 2017a, b). Forstliche Daten zu den Waldbeständen im Gebiet (z.B. Bestandesgrundfläche, Zusammensetzung der Baumarten) wurden von der SLU sowie den Waldbesitzern zur Verfügung gestellt (SLU Skogskarta 2017; Skogsstyrelsen 2018, Tabelle 3.6). Die WEA-Prädiktoren (WEA-Schall, WEA-Schattenwurf) wurden analog zum Modul „indirekte-Nachweise“ (s. Kapitel 3.2.1.1.1) hergeleitet. Insgesamt gab es für die Auswertungen im Telemetriemodul sechs Prädiktoren, die den Einfluss von WEA auf die (besonderen) Auerhühner im Gebiet beschreiben:

- *Entfernung zur WEA*: Distanz zur nächstgelegenen WEA (in m)
- *WEA-Schall*: Schallemissionen der WEA an einem Punkt (in dB)
- *WEA-Schattenwurf*: Meteorologisch wahrscheinliche Menge an Schattenwurf der WEA an einem Punkt (in Stunden/Jahr)
- *WEA-Sichtbarkeit*: Anzahl der von einem Punkt aus sichtbaren WEA. Diese Variable basiert auf einem Sichtbarkeitsmodell, welches topografische Daten und Vegetationsparameter integriert.
- *WEA-Dichte*: Anzahl WEA in einem bestimmten Umkreis von einem Punkt im Gebiet.
- *Entfernung WEA Zuwegung*: Distanz zur nächsten WEA-Zuwegung (in m)

Tabelle 3.6: Umweltvariablen, die zusätzlich zu den WEA-Prädiktoren in die Auswertung der Telemetriedaten eingeflossen sind. Die Spalte „Model“ zeigt, ob der Prädiktor in den finalen Modellen berücksichtigt wurde (*) oder nicht (-).

Typ	Beschreibung	Einheit	Model	
Landnutzung	Landnutzungsklasse	Kiefernwald	*	
		Fichtenwald		
		Mischwald		
		Sonstiger Wald		
		Offenlandmoor		
		Waldmoor		
		Kahlschlag < 5 Jahre alt		
		Kahlschlag >5 Jahre alt		
		Entfernung zum nächsten Offenlandmoor	Meter	*
		Entfernung zum nächsten Waldmoor	Meter	*
Topographie	Hangneigung	Grad	-	
	Nordexposition, Maß inwieweit ein Hang nach Norden bzw. Süden ausgerichtet ist	-1 (Süden) bis 1 (Norden)	-	
	Ostexposition, Maß inwieweit ein Hang nach Osten bzw. Westen ausgerichtet ist	-1 (Westen) bis 1 (Osten)	-	
Forst	Bestandesgrundfläche	Meter ² pro ha	*	
	Brusthöhendurchmesser (BHD) Baumbestand	Zentimeter	*	
	Entfernung zum nächsten Kahlschlag < 5 Jahre	Meter	*	
	Entfernung zum nächsten Kahlschlag > 5 Jahre	Meter	*	

Statistische Analyse

Resource Selection Analyse (RSF)

Die Analysen der Lebensraumnutzung durch Auerhühner erfolgte mittels eines sogenannten *presence-available*-Designs bei dem die genutzten (*presence*) mit den im Untersuchungsgebiet verfügbaren (*available*) Bedingungen verglichen werden. Hierfür werden die von den Tieren aufgesuchten Orte (d.h. die Orte der GPS-Peilungen) zufällig generierten Positionen im Streifgebiet des Tieres gegenübergestellt. Die Anzahl der zufälligen Positionen pro GPS-Punkt ist hierbei von Bedeutung, weil in Abhängigkeit von der möglichen Präferenz bestimmter Lebensraumtypen und der räumlichen Auflösung der Umweltdaten bei unzureichender Stichprobengröße (d.h. der Zufallspunkte) fehlerhafte Modellergebnisse entstehen können. Daher wird für die Auswahl der Zufallspositionen eine sogenannte Sensitivitätsanalyse (*sensitivity analysis*) durchgeführt, mit Hilfe derer ein optimales Verhältnis von tatsächlichen zu zufälligen Positionen für den jeweiligen Datensatz ermittelt wird (d.h. maximale Genauigkeit bei minimalem Rechenaufwand; vgl. [10, 11]).

Um das optimale Verhältnis von tatsächlichen zu zufälligen Positionen zu ermitteln, wurden in 15 Schritten Zufallspunkte in zunehmendem Verhältnis zu tatsächlichen Positionen generiert (Verhältnis von minimal 1:1 zu maximal 1:30 tatsächliche:zufällige Positionen). Für jeden Testdatensatz wurden Regressionskoeffizienten mit einem Regressionsmodell finaler Struktur (s.u.) geschätzt. Die Stabilität der Schätzung wurde durch 30-faches Wiederholen dieses Vorgangs überprüft. Auf diese Weise wurde ein Verhältnis von 1:15 (tatsächliche:zufällige Positionen) als optimal für diesen Datensatz bestimmt. Hier ist für die weiteren Analysen festzuhalten, dass im Gegensatz zu Präsenz-Absenz-Daten eine direkte Interpretation der Regressionskoeffizienten im Sinne einer Nutzungswahrscheinlichkeit nicht möglich ist, da die Lage der Modelleffekte auf der Y-Achse maßgeblich durch die Prävalenz der Daten (d.h. das Verhältnis von tatsächlichen = 1 und zufälligen = 0 Punkten) beeinflusst wird.

RSF-Analysen wurden mittels des RSF-„Sampling Protocol A“ [12] durchgeführt. Das bedeutet, dass Zufallspositionen frei innerhalb des Streifgebietes des jeweiligen Tieres gezogen wurden. Hierfür wurde zwischen Balz- und Sommerstreifgebieten der Tiere unterschieden (siehe Tabelle 4.5) und Zufallspositionen entsprechend separat generiert. Streifgebiete wurden in beiden Jahreszeiten mit der Minimum Convex Polygon (MCP [13]) Methode als 100% MCP berechnet, um wenig genutzte, jedoch für die Tiere potentiell erreichbare Gebiete mit einzuschließen. Der MCP konnte auf Basis aller tatsächlichen GPS-Punkte (= 100%) berechnet werden, da diese keine großräumig auffälligen Ausreißer beinhalteten.

Pro Zeitintervall (Balzzeit, Sommer) wurden binomiale generalisierte gemischte Regressionsmodelle (GLMM) mit tatsächlichen (1) und zufälligen (0) Positionen als abhängige Variable und dem Individuum als „*random intercept*“ gerechnet ([14]; R-Paket lme4). Als Umweltvariablen wurden der durchschnittliche Brusthöhendurchmesser (BHD, in cm) und die Basalfläche der Bäume im Waldbestand (Bestandesgrundfläche) am Punkt, die Entfernung (in m) zu Kahlschlägen (jünger als 5 Jahre), die Entfernung zu Waldmooren sowie Offenlandmoorflächen (in m) sowie die Landnutzungsklasse integriert (Tabelle 3.6). In den Modellen für die Balzzeit wurde aufgrund von Konvergenzproblemen (d.h. Modelle mit allen Variablen konvergierten nicht) auf die Variablen Landnutzung sowie Bestandesgrundfläche verzichtet. Alle Umweltvariablen wurden zuvor auf Kollinearität untersucht und nur Variablen mit einem Korrelationskoeffizienten von $|r| \leq 0.5$ in die

Modelle aufgenommen. Aufgrund von hoher Korrelation konnten nicht alle WEA-Prädiktoren gleichzeitig in ein gemeinsames Regressionsmodell aufgenommen werden. Daher wurden 4 verschiedene Modelle formuliert, die jeweils die Anzahl sichtbarer WEA (WEA-Sichtbarkeit) und die Entfernung zur WEA-Zuwegung beinhalteten, plus außerdem entweder (a) der WEA-Schattenwurf, (b) die WEA-Schallemission, (c) die Entfernung zur WEA oder (d) die Anzahl WEA im Umkreis von 800 m um den Punkt. Der Umkreis von 800 m wurde mittels Vergleich von AIC Werten von den multivariaten Modellen bestimmt, die jeweils die Anzahl der WEA innerhalb schrittweise wachsender Umkreise (zwischen 800 m bis 3000 m Radius) beinhaltete. Für die Modelle in der Balzzeit wurde die Distanz zur WEA nicht als Prädiktor berücksichtigt, da durch die Bindung der Tiere an den Balzplatz im Windpark (= der Fangplatz) keine "freie Wählbarkeit" in Hinblick auf diese Variable anzunehmen war. Es wurden komplette Modelle evaluiert und keine Variablenselektion durchgeführt. Die finalen Modelle pro Jahreszeit wurden mittels AIC verglichen, um den relativen Erklärungsgehalt der einzelnen WEA-Variablen zu vergleichen. Die finalen Modelle wurden auf den Teildatensatz zur Evaluation des Einflusses der Positionsungenauigkeit angewendet. Es wurde dabei kein nennenswerter Einfluss von ungenaueren GPS-Positionen auf die geschätzten Modellkoeffizienten festgestellt. Im Weiteren wurden deshalb der Gesamtdatensatz und die darauf beruhenden, entsprechenden GLMMs verwendet.

Um die Habitatselektion in Form von Selektions-Scores $w(x)$ für beide Jahreszeiten zu bestimmen, wurden die Modellkoeffizienten unter Vernachlässigung der Modell-Intercepts in eine *Resource-Selection-Funktion* eingesetzt, für welche die folgende Form angenommen wurde:

$$w(x) = \exp(\beta_1 \times x_1 + \beta_2 \times x_2 + \dots + \beta_n \times x_n)$$

Hierin steht β_n für die Modellkoeffizienten welche mit den Umgebungsvariablen x_n assoziiert werden (Manly et al. 2002; Lele et al. 2013). Die resultierenden Scores $w(x)$ spiegelt auf einer nach oben offenen Skala die Stärke der Präferenz oder Meidung einer Umweltvariable (d.h. eines WEA- oder Lebensraumprädiktors) wider.

3.2.2.2 Ergebnisse

In den Jahren 2017 und 2018 wurden insgesamt 18 Auerhühner gefangen und mit Sendern ausgestattet (Tabelle 3.7). Die Tiere wurden zwischen 250 und 800 m von der nächsten WEA entfernt gefangen. Aufgrund von defekten Sendern, Abwanderungen der Tiere oder Prädationsereignissen variierten die Zeiträume, über die für einzelne Tiere GPS-Positionen vorlagen (zwischen 30 und 400 Tagen; Tabelle 3.7). Zwei Tiere verstarben 30 Tage nach der Besenderung (Prädation durch ein Säugetier, vermutlich Rotfuchs) und wurden daher aufgrund zu geringer Datenmenge von der Analyse ausgeschlossen. Für 8 Hähne lagen ausreichende Daten für eine RSF-Analyse während der Balzzeit vor. Für insgesamt 15 Tiere (4 Hennen, 11 Hähne) gab es ausreichende Daten für eine Auswertungen über den Sommerzeitraum (Tabelle 3.7).

Tabelle 3.7: Das Geschlecht der besenderte Tiere, sowie der Sendertyp (nur mit Batterie oder mit zusätzlichem Solarpanel), das Jahr des Fangs, die Anzahl Tage der Tiere mit funktionsfähigem GPS-Logger und die Zahl der erfassten GPS-Punkte. Die Spalten „Auswertung Balz“ und „Auswertung Sommer“ geben an, ob die Datengrundlage für dieses Tier für den jeweiligen Auswertungszeitraum ausreichend war (* = in die Analyse einbezogen wurde).

Geschlecht	Sender- typ	Fang Jahr	Tage am Sender	GPS-Punkte	Auswertung Balz	Auswertung Sommer
Hahn	Solar	2017	400	19.564	*	*
Hahn	Solar	2017	50	5.170	*	-
Hahn	Batterie	2017	75	248	*	*
Hahn	Solar	2017	180	14.920	*	*
Hahn	Batterie	2017	130	389	*	*
Hahn	Solar	2017	170	15.899	-	*
Henne	Solar	2017	140	15.838	-	*
Henne	Solar	2017	30	2045	-	-
Henne	Batterie	2017	100	255	-	*
Henne	Solar	2017	80	16.272	-	*
Henne	Solar	2017	55	4.753	-	*
Henne	Solar	2017	30	3.118	-	-
Hahn	Solar	2018	150	19.947	*	*
Hahn	Solar	2018	120	44.929	-	*
Hahn	Batterie	2018	100	320	*	*
Hahn	Solar	2018	150	31.587	*	*
Hahn	Solar	2018	180	21.117	-	*
Hahn	Batterie	2018	210	615	-	*

RSF-Analyse Balzzeit

Von den drei verglichenen Modellen (WEA-Schattenwurf/WEA-Schallemission/Anzahl WEA) erklärte das Modell mit der Anzahl WEA im Umkreis von 800 m die Lebensraumnutzung der Tiere am besten. Das Modell für WEA-Schattenwurf war jedoch ähnlich (Unterschied des AIC-Wertes zum besterklärendsten Modell (ΔAIC) = 2.6), gefolgt von dem Modell für die WEA-Schallemissionen (ΔAIC = 8.3). Unabhängig von der Lebensraumeignung wurden die folgenden Effekte von WEA auf die Lebensraumnutzung gefunden: Die Nutzung einer Fläche (ausgedrückt als *Selection Score* $w(x)$) in der Balzzeit nahm mit zunehmender Schallemission und zunehmendem Schattenwurf ab (Abbildung 3.7; Tabelle 3.8). Flächen mit vielen sichtbaren WEA und Flächen mit hoher WEA-Dichte wurden ebenfalls weniger genutzt. Die Größe der Effekte war hoch variabel und für alle WEA-Prädiktoren in den Balzzeitmodellen größer als in den Sommermodellen (vgl. Abbildung 3.7 und Abbildung 3.8). Zudem wurde ein negativer Effekt der WEA-Zuwegung auf die Nutzung einer Fläche durch (die besenderten) Auerhühner festgestellt. Die weiteren Umweltvariablen zeigten für Auerhühner bekannte Effekte (Tabelle 3.8, [1, 3, 15-19]).

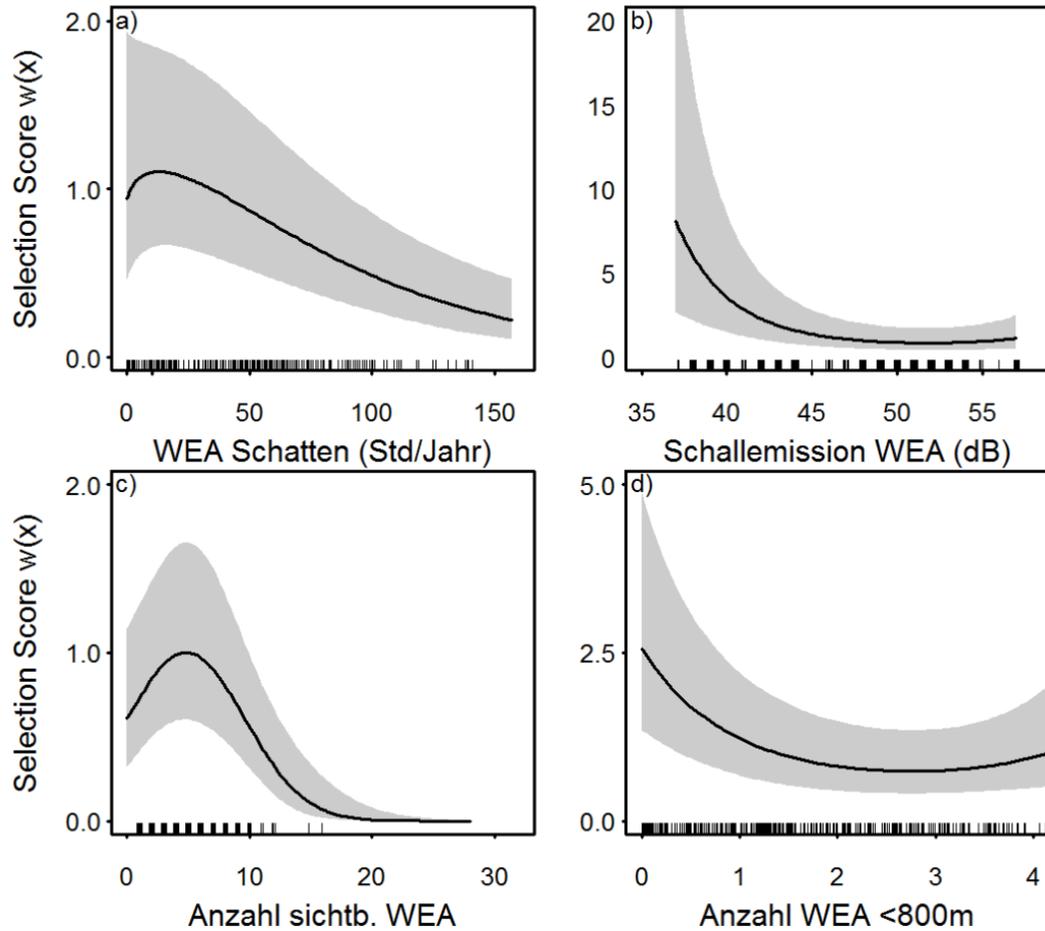


Abbildung 3.7: Lebensraumunabhängige Auswirkung von WEA auf die Lebensraumnutzung besonderer Auerhühner in der Balzzeit. Die Grafik zeigt die Ergebnisse der *resource selection functions* (RSF) für die WEA-Prädiktoren Schattenwurf (a), Schallemission (b), die Anzahl sichtbarer WEA (c) sowie die Anzahl WEA innerhalb von 800 m (d). Die Lebensraumeignung wurde zur Visualisierung konstant gehalten (Mittelwert).

Tabelle 3.8: Ergebnisse der GLMMs zum Effekt von sowohl Umweltprädiktoren als auch WEA-Prädiktoren auf das Raum-Zeit-Verhalten der besenderten Auerhühner in der Balzzeit: WEA-Schattenwurf (a), Schallemission der WEA (b) und WEA-Dichte (c). Modellkoeffizienten (Koef.) und deren Standardfehler (SE) sind angegeben.

Modell a: WEA-Schattenwurf				Modell b: WEA-Schallemission			
Prädiktor	Koef.	SE	P-Wert	Prädiktor	Koef.	SE	-p-Wert
Intercept	-2.888	0.258	<0.001	Intercept	-3.191	0.358	<0.001
WEA-Schattenwurf	-0.271	0.112	0.015	WEA-Schallemission	-0.443	0.140	0.002
WEA-Schattenwurf ²	-0.186	0.070	0.008	WEA-Schallemission ²	0.309	0.082	<0.001
WEA-Sichtbarkeit	-0.010	0.068	0.879	WEA-Sichtbarkeit	-0.052	0.068	0.442
WEA-Sichtbarkeit ²	-0.160	0.045	<0.001	WEA-Sichtbarkeit ²	-0.181	0.046	<0.001
Entfernung Zuwegung	0.617	0.103	<0.001	Entfernung Zuwegung	0.710	0.109	<0.001
BHD Baumbestand	-0.119	0.065	0.070	BHD Baumbestand	-0.100	0.066	0.129
BHD Baumbestand ²	-0.064	0.034	0.060	BHD Baumbestand ²	-0.052	0.034	0.120
Entf. Kahlschlag < 5 J.	-0.403	0.119	<0.001	Entf. Kahlschlag < 5 J.	-0.221	0.126	0.080
Entf. Kahlschlag > 5 J.	0.302	0.087	<0.001	Entf. Kahlschlag > 5 J.	0.382	0.090	<0.001
Entf. Waldmoor	0.079	0.110	0.472	Entf. Waldmoor	0.233	0.113	0.039
Entf. Waldmoor ²	0.269	0.054	<0.001	Entf. Waldmoor ²	0.210	0.056	<0.001
Entf. Offenlandmoor	0.467	0.091	<0.001	Entf. Offenlandmoor	0.469	0.090	<0.001
Entf. Offenlandmoor ²	0.156	0.042	<0.001	Entf. Offenlandmoor ²	0.101	0.045	0.023

Modell c: WEA-Dichte			
Prädiktor	Koef.	SE	P-Wert
Intercept	-3.181	0.304	<0.001
WEA-Dichte 800 m	-0.577	0.109	<0.001
WEA-Dichte 800 m ²	0.275	0.076	<0.001
WEA-Sichtbarkeit	-0.056	0.068	0.407
WEA-Sichtbarkeit ²	-0.176	0.046	<0.001
Entfernung Zuwegung	0.786	0.110	<0.001
BHD Baumbestand	-0.121	0.066	0.066
BHD Baumbestand ²	-0.068	0.034	0.048
Entf. Kahlschlag < 5 J.	-0.314	0.121	0.010
Entf. Kahlschlag > 5 J.	0.283	0.089	0.002
Entf. Waldmoor	0.187	0.106	0.080
Entf. Waldmoor ²	0.212	0.056	<0.001
Entf. Offenlandmoor	0.479	0.091	<0.001
Entf. Offenlandmoor ²	0.091	0.044	0.040

RSF-Analyse Sommer

Von den vier verglichenen Modellen (WEA-Schattenwurf/Entfernung zur WEA/WEA-Schallemission/Anzahl WEA im Umkreis von 800 m), passte das Modell mit der Anzahl von WEA im Umkreis von 800 m am besten auf die Daten. Das zweitbeste Modell war das Modell für die Entfernung zur WEA ($\Delta AIC = 23.6$), gefolgt von dem Modell für die WEA-Schallemissionen ($\Delta AIC = 38.8$) und dem Modell für den WEA-Schattenwurf ($\Delta AIC = 118.4$). Unabhängig von der Lebensraumeignung wurden die folgenden Effekte von WEA auf die Lebensraumnutzung gefunden: Es gab einen negativen Zusammenhang zwischen der Nutzung einer Fläche durch die besenderten Auerhühner und Schallemissionen ab Werten von ca. 45 dB (Abbildung 3.8). Für geringere Schallemissionswerte konnte kein Effekt nachgewiesen werden. Die Nutzung einer Fläche reduzierte sich ebenfalls mit zunehmender Nähe zur WEA, bis zu einer Entfernung von ca. 800-850 m zur WEA. In Flächen mit mehr als ca. 3 Stunden meteorologisch wahrscheinlichem Schattenwurf pro Jahr war die Nutzung durch die Tiere geringer. Darunter konnte kein Einfluss nachgewiesen werden (Abbildung 3.8). Die Nutzung einer Fläche nahm ebenfalls ab, wenn mehr als 4 WEA von der Stelle aus zu sehen waren. Die Nutzung von Flächen sank überdies mit zunehmender WEA-Dichte sowie in der Nähe der WEA-Zuwegungen (Abbildung 3.8). Die *Selection Scores* der WEA-Prädiktoren waren zwischen den Modellen ähnlich, wenn auch vergleichsweise gering (Abbildung 3.8). Die weiteren Umweltvariablen zeigten für Auerhühner bekannte Effekte (Tabelle 3.9).

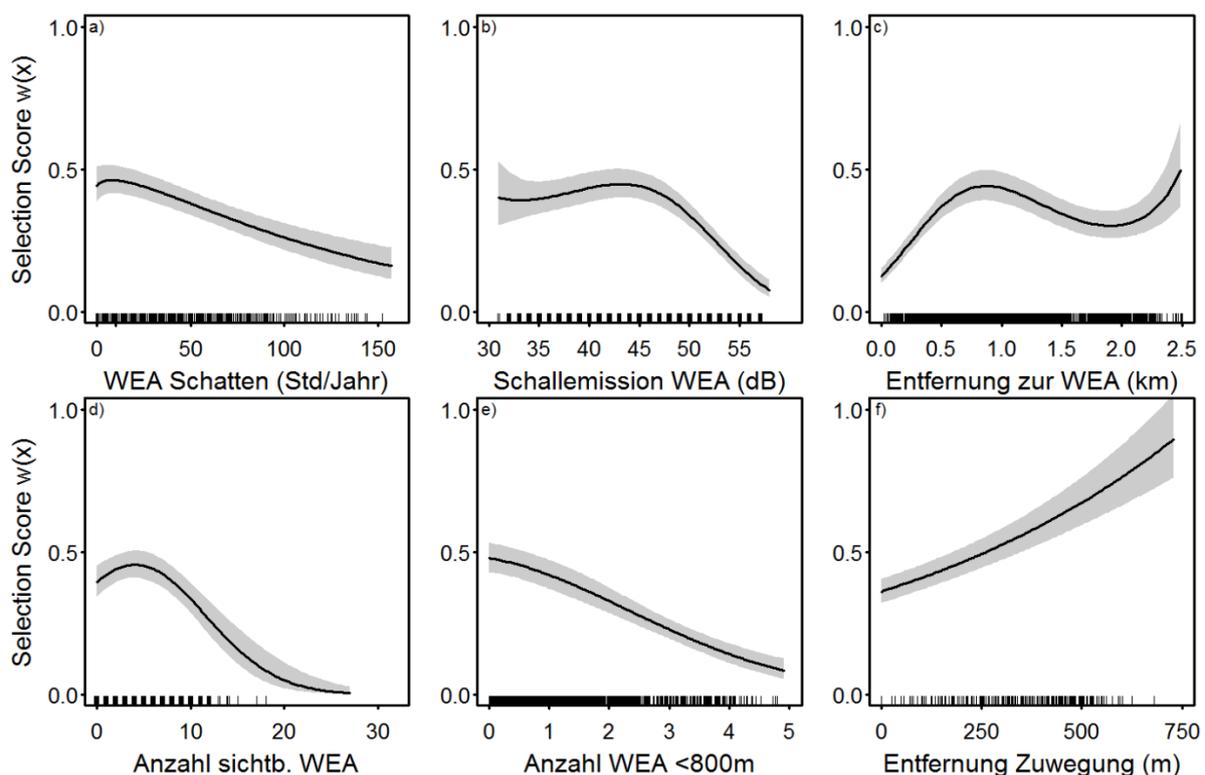


Abbildung 3.8: Lebensraunabhängige Auswirkung von WEA auf die Lebensraumnutzung besendeter Auerhühner im Sommer. Die Grafik zeigt die Ergebnisse der *resource selection functions* (RSF) für die WEA-Prädiktoren Schattenwurf (a), Schallemission (b), die Entfernung zur WEA (c), die Anzahl sichtbarer WEA (d), die Anzahl WEA innerhalb von 800 m (e) sowie die Entfernung zur WEA-Zuwegung (f). Die Lebensraumeignung wurde zur Visualisierung konstant gehalten (Mittelwert).

Tabelle 3.9: Ergebnisse der GLMMs zum Effekt von sowohl Umweltprädiktoren als auch WEA-Prädiktoren auf das Raum-Zeit-Verhalten der besenderten Auerhühnern im Sommer: Schallemission der WEA (a) und WEA-Schattenwurf (b), Entfernung zur WEA (c) und WEA-Dichte (d). Modellkoeffizienten (Koef.) und deren Standardfehler (SE) sind angegeben.

Modell a: WEA-Schattenwurf				Modell b: WEA-Schallemission			
Prädiktor	Koef.	SE	P-Wert	Prädiktor	Koef.	SE	P-Wert
Intercept	-1.954	0.087	<0.001	Intercept	-1.841	0.089	<0.001
WEA-Schattenwurf	-0.062	0.027	0.021	WEA-Schallemission	-0.012	0.044	0.786
WEA-Schattenwurf ²	-0.066	0.016	<0.001	WEA-Schallemission ²	-0.160	0.021	<0.001
WEA-Sichtbarkeit	-0.004	0.027	0.879	WEA-Schallemission ³	-0.062	0.019	<0.001
WEA-Sichtbarkeit ²	-0.073	0.015	<0.001	WEA-Sichtbarkeit	0.010	0.027	0.700
Entfernung Zuwegung	0.163	0.016	<0.001	WEA-Sichtbarkeit ²	-0.070	0.016	<0.001
BHD Baumbestand	0.417	0.027	<0.001	Entfernung Zuwegung	0.166	0.016	<0.001
BHD Baumbestand ²	-0.164	0.023	<0.001	BHD Baumbestand	0.404	0.027	<0.001
Entf. Kahlschlag < 5 J.	-0.044	0.020	0.029	BHD Baumbestand ²	-0.165	0.024	<0.001
Entf. Kahlschlag > 5 J.	0.138	0.019	<0.001	Entf. Kahlschlag < 5 J.	-0.042	0.020	0.037
Entf. Waldmoor	-0.219	0.028	<0.001	Entf. Kahlschlag > 5 J.	0.140	0.020	<0.001
Entf. Waldmoor ²	0.024	0.012	0.037	Entf. Waldmoor	-0.193	0.028	<0.001
Entf. Offenlandmoor	0.052	0.023	0.022	Entf. Waldmoor ²	0.029	0.012	0.014
Entf. Offenlandmoor ²	0.034	0.013	0.006	Entf. Offenlandmoor	0.071	0.023	0.002
Bestandesgrundfläche	0.077	0.028	0.006	Entf. Offenlandmoor ²	0.029	0.013	0.020
Bestandesgrundfläche ²	-0.050	0.017	0.004	Bestandesgrundfläche	0.075	0.028	0.007
LN: Kahlschlag < 5J.	-0.760	0.120	<0.001	Bestandesgrundfläche ²	-0.047	0.017	0.007
LN: Waldmoor	-0.459	0.091	<0.001	LN: Kahlschlag < 5J.	-0.821	0.120	<0.001
LN: Offenlandmoor	-1.789	0.228	<0.001	LN: Waldmoor	-0.474	0.091	<0.001
LN: Mischwald	-0.789	0.073	<0.001	LN: Offenlandmoor	-1.834	0.229	<0.001
LN: Sonstiger Wald	-0.568	0.106	<0.001	LN: Mischwald	-0.805	0.073	<0.001
LN: Kiefernwald	-0.534	0.074	<0.001	LN: Sonstiger Wald	-0.595	0.106	<0.001
LN: Fichtenwald	-1.203	0.123	<0.001	LN: Kiefernwald	-0.557	0.075	<0.001
				LN: Fichtenwald	-1.210	0.123	<0.001

Modell c: WEA-Dichte				Modell d: Entfernung zur WEA			
Prädiktor	Koef.	SE	P-Wert	Prädiktor	Koef.	SE	P-Wert
Intercept	-1.938	0.088	<0.001	Intercept	-1.724	0.093	<0.001
WEA-Dichte 800m	-0.156	0.046	<0.001	Entfernung WEA	0.031	0.036	0.385
WEA-Dichte 800m ²	-0.068	0.023	0.003	Entfernung WEA ²	-0.345	0.031	<0.001
WEA-Sichtbarkeit	0.024	0.026	0.356	Entfernung WEA ³	0.118	0.014	<0.001
WEA-Sichtbarkeit ²	-0.072	0.016	<0.001	WEA-Sichtbarkeit	0.006	0.027	0.820
Entfernung Zuwegung	0.166	0.016	<0.001	WEA-Sichtbarkeit ²	-0.069	0.016	<0.001
BHD Baumbestand	0.404	0.027	<0.001	Entfernung Zuwegung	0.163	0.016	<0.001
BHD Baumbestand ²	-0.166	0.023	<0.001	BHD Baumbestand	0.402	0.027	<0.001
Entf. Kahlschlag < 5 J.	-0.035	0.020	0.089	BHD Baumbestand ²	-0.168	0.024	<0.001
Entf. Kahlschlag > 5 J.	0.133	0.019	<0.001	Entf. Kahlschlag < 5 J.	-0.039	0.021	0.060
Entf. Waldmoor	-0.190	0.028	<0.001	Entf. Kahlschlag > 5 J.	0.133	0.020	<0.001
Entf. Waldmoor ²	0.031	0.012	0.008	Entf. Waldmoor	-0.185	0.028	<0.001
Entf. Offenlandmoor	0.078	0.023	<0.001	Entf. Waldmoor ²	0.027	0.012	0.022
Entf. Offenlandmoor ²	0.026	0.013	0.040	Entf. Offenlandmoor	0.065	0.023	0.005
Bestandesgrundfläche	0.073	0.028	0.008	Entf. Offenlandmoor ²	0.026	0.013	0.043
Bestandesgrundfläche ²	-0.050	0.017	0.040	Bestandesgrundfläche	0.073	0.028	0.008
LN: Kahlschlag < 5J.	-0.829	0.120	<0.001	Bestandesgrundfläche ²	-0.042	0.017	0.016
LN: Waldmoor	-0.468	0.091	<0.001	LN: Kahlschlag < 5J.	-0.866	0.121	<0.001
LN: Offenlandmoor	-1.826	0.228	<0.001	LN: Waldmoor	-0.506	0.091	<0.001
LN: Mischwald	-0.805	0.073	<0.001	LN: Offenlandmoor	-1.887	0.229	<0.001
LN: Sonstiger Wald	-0.597	0.106	<0.001	LN: Mischwald	-0.821	0.074	<0.001
LN: Kiefernwald	-0.557	0.074	<0.001	LN: Sonstiger Wald	-0.605	0.106	<0.001
LN: Fichtenwald	-1.209	0.123	<0.001	LN: Kiefernwald	-0.587	0.075	<0.001
				LN: Fichtenwald	-1.208	0.123	<0.001

3.2.2.3 Diskussion

Mit Hilfe der Besenderung von Auerhühnern im schwedischen Untersuchungsgebiet konnte gezeigt werden, dass Auerhühner unabhängig von der Lebensraumeignung sowohl in der Balzzeit als auch im Sommer in ihrem Raum-Zeit-Verhalten von WEA beeinflusst werden (Abbildung 3.7 und Abbildung 3.8). Bereiche im Streifgebiet der Tiere mit einem hohen Maß an Schattenwurf, Schallemissionen und vielen sichtbaren WEA wurden während der Balzzeit weniger genutzt als andere Bereiche (Abbildung 3.7). Im Sommer wurde eine geringere Nutzung (durch beide Geschlechter) von Bereichen innerhalb von ca. 800-850 m um WEA festgestellt. Zudem war die Nutzung von Bereichen mit hohem WEA-Schattenwurf (ab ca. ≥ 3 Std/ Jahr), hoher Schallemission (≥ 45 dB) oder vielen sichtbaren WEA (≥ 4 WEA) auch im Sommer reduziert (Abbildung 3.8). Ebenso wurden Bereiche mit hoher WEA-Dichte und nahe der WEA-Zuwegungen im Vergleich zur Verfügbarkeit weniger genutzt. Die Tiere werden folglich in der Nutzung dieser Bereiche durch die WEA beeinträchtigt. Der im Telemetriemodul gefundene Distanz-Schwellenwert von ca. 800-850 m ist größer als die in Österreich [20] und Schottland [21] für Birkhühner nachgewiesenen Entfernungen für den Einfluss von WEA. In Spanien wurde mittels Linientaxationen eine Reduktion indirekter Auerhuhn-Nachweise über eine noch größere Distanz von der WEA (1000 m) festgestellt [22, 23]. Wodurch dieser Unterschied verursacht ist, bleibt allerdings unklar. Im Vergleich zur Meidung von Freizeitinfrastruktur (d.h. Wanderwege, Mountainbike-Strecken, Loipen, Ski-Pisten) durch Auerhühner scheinen die Effekte von WEA über eine größere Distanz hinweg wirksam zu sein. Für Freizeitinfrastrukturen wurden in früheren Studien [6] mittlere Einflusssdistanzen zwischen 145 m (im Sommer) und 320 m (im Winter) bei Auerhühnern festgestellt. Aufgrund der hohen Korrelation der einzelnen WEA-Prädiktoren untereinander kann nicht abschließend geklärt werden, welche Einflussgröße die Beeinträchtigung der Tiere durch die WEA verursacht hat. Es könnte eine einzelne sein, möglicherweise ist es aber auch eine Kombination von mehreren WEA-Prädiktoren.

Im Sommer wurde neben direkten Effekten der WEA auch eine geringere Nutzung des Nahbereichs von Zuwegungen zur WEA festgestellt (Abbildung 4.8). Dies sind breite Schotterwege, die für den Bau des Windparks errichtet worden sind. Die geringere Nutzung könnte durch höhere menschliche Anwesenheit auf den Wegen im Vergleich zu Bereichen innerhalb des Waldbestandes verursacht werden. Allerdings könnte sie auch mit einer vermehrten Nutzung dieser Strukturen durch Prädatoren (v.a. Rotfuchs; [24]) zusammenhängen. Negative Einflüsse von Wegen und Straßen auf die Lebensraumnutzung wurden bereits für Auerhühner [25] sowie für eine Vielzahl anderer Tierarten nachgewiesen [26].

Der Windpark in Jädraås ging 2013 in Betrieb. Unsere Untersuchungen fanden vier bzw. fünf Jahre danach statt (in 2017 und 2018). In einer Studie in Schottland waren die Auswirkungen von WEA auf Moorschneehühner im Jahr des Baus sehr stark, in den Folgejahren jedoch kaum mehr nachweisbar [27]. Unsere Ergebnisse zeigen, dass Auerhühner noch mehrere Jahre nach Inbetriebnahme der WEA in ihrem Raum-Zeit-Verhalten beeinflusst werden. Das bedeutet, dass WEA langfristige Verhaltensänderungen zur Folge haben können, die auch mehrere Jahre nach Inbetriebnahme einer WEA messbar sind. Aufgrund der sehr beschränkten Datenlage aus dem Winterzeitraum (nur wenige Tiere aktiv am Sender) war für diese Jahreszeit keine wissenschaftlich ausreichend fundierte Auswertung der Lebensraumnutzung möglich. Basierend auf den Ergebnissen können deshalb keine Aussagen über eventuelle Unterschiede in den Effekten von WEA zwischen den Jahreszeiten getroffen werden.

Fazit

Die Ergebnisse des Moduls „Telemetrie“ zeigen, dass Auerhühner in ihrem Raum-Zeit-Verhalten und ihrer Lebensraumnutzung durch WEA beeinflusst werden. Im Sommer nahm, in einem Bereich von ca. 800-850 m um die WEA, die Nutzung durch die Tiere mit zunehmender Nähe zur WEA ab. Für andere WEA-Prädiktoren zeigten sich ähnliche Ergebnisse. In diesem Bereich ist daher von einer Beeinträchtigung der Tiere durch die WEA auszugehen. Es konnte nicht geklärt werden, welche Einflussgröße (z.B. Distanz, Schattenwurf oder Schallemissionen) diese Beeinträchtigung verursacht. Die Beeinträchtigung war auch mehrere Jahre nach dem Bau nachweisbar. Die in diesem Forschungsmodul getestete Hypothese, dass Bereiche um WEA von Auerhühnern bei gleicher Lebensraumeignung weniger genutzt werden, als weiter entfernte Bereiche, kann auf Basis der vorliegenden Ergebnisse nicht verworfen werden. Darüber hinaus sollte die Beeinträchtigung der Tiere durch die Zuwegungen berücksichtigt werden, deren Nahbereiche durch die Tiere weniger genutzt werden. Dies impliziert eine weitere, indirekte Beeinträchtigung der Vögel durch WEA.

3.2.2.4 Literatur

1. Storch I (1995) Annual home ranges and spacing patterns of capercaillie in Central Europe. *Journal of Wildlife Management*. 59: 392-400.
2. Storch I, editor Habitat requirements of capercaillie. *Proceedings of the 6th International Grouse Symposium*; 1995.
3. Storch I (1994) Habitat and survival of capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian Alps. *Biological conservation*. 70: 237-43.
4. Storch I (1993) Habitat selection by capercaillie in summer and autumn - is bilberry important? *Oecologia*. 95: 257-65.
5. Baines D, Richardson M (2007) An experimental assessment of the potential effects of human disturbance on Black Grouse *Tetrao tetrix* in the North Pennines, England. *Ibis*. 149: 56-64.
6. Coppes J, Ehrlicher J, Thiel D, Suchant R, Braunisch V (2017) Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. *Journal Avian Biology*. 48: 1583-1594.
7. Plumb RT, Lautenbach JM, Robinson SG, Haukos DA, Winder VL, Hagen CA, et al. (2018) Lesser prairie-chicken space use in relation to anthropogenic structures. *Journal of Wildlife Management*.
8. Winder VL, Gregory AJ, McNew LB, Sandercock BK (2015) Responses of male greater prairie-chickens to wind energy development. *Condor*. 117: 284-96.
9. Harrison JO, Brown MB, Powell LA, Schacht WH, Smith JA (2017) Nest site selection and nest survival of Greater Prairie-Chickens near a wind energy facility. *Condor*. 119: 659-72.
10. Roberts DR, Bahn V, Ciuti S, Boyce MS, Elith J, Guillera-Arroita G, et al. (2017) Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography*. 40: 913-929.
11. Ciuti S, Tripke H, Antkowiak P, Gonzalez RS, Dormann CF, Heurich M (2018) An efficient method to exploit LiDAR data in animal ecology. *Methods in Ecology and Evolution*. 9: 893-904.
12. Manly BFJ, McDonald LL, Thomas DL, McDonald TL, Erickson WP. *Resource Selection by Animals*. Second Edition ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers; 2002. 221 pp.
13. Worton BJ (1987) A review of models of home range for animal movement. *Ecological modelling*. 37: 277-298.
14. Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of statistical software*. 67: 1-48.
15. Miettinen J, Helle P, Nikula A, Niemelä P (2010) Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat characteristics in north-boreal Finland. *Silva Fennica*. 44: 235-254.

16. Graf RF, Mathys L, Bollmann K (2009) Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *Forest Ecology and Management*. 257: 160-167.
17. Bollmann K, Friedrich A, Fritsche B, Graf RF, Imhof S, Weibel P (2008) Small-scale habitat use of Western Capercaillie in the Alps. *Der Ornithologische Beobachter*. 105: 53-61.
18. Graf RF, Bollmann K, Suter W, Bugmann H (2005) The importance of spatial scale in habitat models: capercaillie in the Swiss Alps. *Landscape Ecology*. 20: 703-717.
19. Bollmann K, Weibel P, Graf RF (2005) An analysis of central alpine capercaillie spring habitat at the forest stand scale. *Forest Ecology and Management*. 215: 307-318.
20. Grünschachner-Berger V, Kainer M (2011) Black grouse *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): how to live between skiing areas and windparks. *Egretta*. 52: 46-54.
21. Zwart MC, Robson P, Rankin S, Whittingham MJ, McGowan PJK (2015) Using environmental impact assessment and post-construction monitoring data to inform wind energy developments. *Ecosphere*. 6: 1-11.
22. González MA, García JT, Wengert E, Fuertes B (2016) Severe decline in Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* habitat use after construction of a wind farm. *Bird Conservation International*. 26: 256-261.
23. González MA, Ena V (2011) Cantabrian Capercaillie signs disappeared after a wind farm construction. *Chioglossa*. 3: 65-74.
24. Agha M, Smith AL, Lovich JE, Delaney D, Ennen JR, Briggs J, et al. (2017) Mammalian mesocarnivore visitation at tortoise burrows in a wind farm. *Journal of Wildlife Management*. 81: 1117-1124.
25. Summers RW, McFarlane J, Pearce-Higgins J (2007) Measuring avoidance by capercaillie *Tetrao urogallus* of woodlands close to tracks. *Wildlife Biology*. 13: 19-27.
26. Fahrig L, Rytwinski T (2009) Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*. 14: 21. [online] <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>
27. Pearce-Higgins JW, Stephen L, Douse A, Langston RHW (2012) Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology*. 49: 386-394.

3.3 Modul: Stressphysiologie

Autoren und Autorinnen: Coppes, J., Willert, M., Kämmerle, J-L.

Die zentrale Forschungsfrage im Modul Stressphysiologie lautet:

„Haben Auerhühner in Gebieten mit WEA höhere Stresshormonlevel als Auerhühner in Gebieten ohne WEA?“. Die hierzu getestete Hypothese war: „Auerhühner in Gebieten mit WEA haben höhere Stresshormonlevel als Tiere in Gebieten ohne WEA.“

In der Forschung stellen stressphysiologische Analysen eine zunehmend angewandte Methode dar, um Einflussfaktoren auf Wildtiere zu untersuchen [1, 2]. Die hier angewandte Untersuchung basierte auf einem non-invasiven (das heißt störungsarmen) Vorgehen durch Sammlung und Analyse von Kotproben. Die labortechnische Analyse der Proben auf Stresshormone ist für Auerhühner gut erforscht, sodass belastbare Daten über den Stresshormonlevel der Tiere generiert werden konnten [3-6].

3.3.1 Methoden

Grundlagen stressphysiologischer Untersuchungen

Unter Stress ist ein „Zustand erhöhter Alarmbereitschaft des Organismus“ zu verstehen [7]. Während eines Stressereignisses durchläuft der Organismus eine physiologische Veränderung, bei der Stresshormone ausgeschüttet werden. Bei Auerhühnern handelt es sich dabei um die Hormongruppe der Glucocorticoide, speziell um das Hormon Corticosteron [8, 9]. Dieses bewirkt, dass kurzfristig Energie für überlebenswichtige Funktionen bereitgestellt wird, also eine Leistungssteigerung erreicht wird, um beispielsweise eine Fluchtreaktion des Individuums zu ermöglichen. Diese Energie kann aber wiederum keinen anderen Körperfunktionen zur Verfügung stehen [7, 10]. Der Stresshormonspiegel von Wildtieren unterliegt auch unter natürlichen, von Menschen nicht beeinträchtigten Bedingungen vielen Schwankungen. So ist eine erhöhte Ausschüttung von Glucocorticoiden bei Verhaltensweisen wie der Fortpflanzung oder Jagd auf Beute belegt [11]. Bei lang anhaltendem Stress können die Auswirkungen der hohen Glucocorticoid-Konzentrationen für das Individuum jedoch sehr nachteilig sein, da beispielsweise die Immunabwehr dauerhaft unterdrückt wird [8, 12, 13] und es zu einer Hemmung von Wachstum und Fortpflanzung kommen kann [13-15]. Chronischer Stress kann somit zu einer allgemeinen, konditionellen Schwächung des Individuums führen, die mitunter so ausgeprägt ist, dass das Überleben gefährdet ist.

Aus wissenschaftlichen Untersuchungen ist bekannt, dass die Stressphysiologie einem komplexen Wirkungsgeflecht unterliegt und viele verschiedene endogene und exogene Faktoren den Stresshormonlevel beeinflussen [2]. Bei den endogenen Faktoren sind zunächst genetische Faktoren und der biologische Rhythmus der Tiere zu beachten. Beim Auerhuhn konnte gezeigt werden, dass sich die Stresshormonkonzentrationen zwischen Männchen und Weibchen deutlich unterscheiden und diese zudem stark von saisonalen Bedingungen wie Winteranfang oder Beginn der Balzzeit abhängen [3, 4, 6]. Außerdem ist es bei stressphysiologischen Untersuchungen unbedingt notwendig, die individuelle Variabilität der Stresslevel zu berücksichtigen [6]. So machen individuelle Effekte den größten Teil der Varianz in den Stresshormonkonzentrationen aus [6]. Zu den exogenen Einflussfaktoren zählen die Nahrungsverfügbarkeit [16, 17],

Lebensraumeigenschaften [18] wie u.a. Waldstrukturen, Wetterbedingungen [19, 20] und Bedrohung durch Prädatoren [21, 22]. Bekannt ist zudem, dass Störungen durch Freizeitaktivitäten zu einem erhöhten Stresshormonlevel von Auerhühnern führen können [3, 4, 6].

Nachweisbar ist der Stresshormonlevel über Ausscheidungsprodukte der Tiere, in denen Metaboliten (Abbauprodukte) der Glucocorticoide enthalten sind. Bei Auerhühnern werden für stressphysiologische Untersuchungen zumeist Kotproben verwendet. Die Metaboliten werden nach der Ausscheidung aus dem Körper durch bakterielle Aktivität weiter ab- und umgebaut. Die Stabilität der Metaboliten ist dabei abhängig von der vorherrschenden Temperatur. Eine ausreichende Kühlung der Kotproben unterbindet bakterielle Aktivitäten und gewährleistet somit, dass die Abbauprodukte in Struktur und Konzentration unverändert vorliegen [23]. Dies kann während der Wintersaison beispielsweise dadurch erreicht werden, dass Kot, der bis zum Zeitpunkt der Probennahme durchgehend auf der Schneedecke gelegen hat, auch nach dem Einsammeln konsequent weiter gekühlt wird [5].

Datengrundlage

Für das Forschungsprojekt wurde jeweils in den 5 Wintern der Jahre 2013/2014 bis 2017/2018 vor Beginn der Balzzeit Auerhuhnkot gesammelt. Die Aufnahme der Proben erfolgte in den fünf Untersuchungsgebieten (Hornisgrinde, Hochpürschling, Herrenstein, Pretul, Jädraås), in denen während der Projektlaufzeit eine WEA errichtet wurde sowie in der korrespondierenden Anzahl an Referenzgebieten ohne WEA (für weitere Informationen siehe Kapitel 3.1). Die Untersuchungsgebiete und die Referenzflächen wurden bei Schneeverhältnissen systematisch und unter gleichen Wetterbedingungen, nach Kotproben abgesucht und diese eingesammelt. Zudem wurden bestimmte Parameter zum Fundort dokumentiert, wie z.B. Angaben zur Lebensraumstruktur (Schlussgrad der Baum- und Strauchschicht und der Artzusammensetzung der beiden Schichten) und der touristischen Infrastruktur (Vorhandensein menschlicher Spuren und Entfernung zur nächsten Freizeitinfrastruktur). Um das BACI-Design möglichst gut umzusetzen, wurden die WEA-Fläche und die jeweilige Referenzfläche immer zeitlich nah zueinander beprobt, möglichst innerhalb der gleichen Woche. Hiermit konnte gewährleistet werden, dass Umweltfaktoren wie Temperatur, Niederschlag oder weitere jahreszeitliche Effekte die Tiere in beiden Flächen gleichermaßen beeinflussten. Die Proben wurden von der Schneedecke aufgelesen, umgehend tiefgefroren und bei -20°C gelagert.

Laboranalyse

Um einen Einfluss der Probenfeuchtigkeit auf die Messung der Stresshormonlevel auszuschließen, wurden alle Proben bei 80°C getrocknet. Anschließend wurden die Glucocorticoid-Metaboliten, wie von Palme et al. (2013) beschrieben [24], aus den zuvor sorgfältig homogenisierten Proben mit 60-prozentigem Methanol extrahiert (d.h. 5 ml auf 0,5 g Probengewicht). Die Menge an Glucocorticoid-Metaboliten wurde mittels eines Cortison Enzym-Immunoassays (EIA) gemessen [25], welches zuvor schon erfolgreich für eine Anwendung beim Auerhuhn validiert worden war [5]. Um einem systematischen Fehler in den Messungen durch Unterschiede in der Laborumgebung (z.B. Lagerung, Weiterverarbeitung, etc.) vorzubeugen, wurden alle Proben unter gleichen Bedingungen im gleichen Labor ausgewertet.

Datenanalyse

Die Auswertung des Stresshormonlevels bei Auerhühnern im Hinblick auf einen Einfluss von WEA wurde mit zwei verschiedenen Ansätzen auf zwei räumlichen Ebenen durchgeführt: auf Ebene der einzelnen Studiengebiete und kleinräumig auf Ebene der einzelnen Proben.

Auf Gebietsebene wurde auf Unterschiede im mittleren Stresshormonlevel bei Auerhühnern vor und nach dem Bau der Anlage und im Vergleich mit den Referenzflächen getestet. Zu diesem Zweck wurde ein lineares gemischtes Regressionsmodell (LMM) mit dem Stresshormonlevel der Tiere als abhängige Variable und dem BACI Design der Studie (d.h. vorher-nachher auf jeweils Windenergie- und Referenzfläche) als Prädiktor genutzt. Unterschiede im mittleren Stresshormonlevel zwischen den einzelnen Gebieten und Jahren wurden mit einem „*random intercept*“ in das Modell integriert.

Auf Ebene der einzelnen Proben wurden die Daten hinsichtlich kleinräumiger Effekte der Windenergieanlagen auf das Stresshormonlevel der Tiere untersucht. Zu diesem Zweck wurde ein generalisiertes additives gemischtes Modell (GAMM) mit Gauß'scher Fehlerverteilung und dem Stresshormonlevel der Tiere als abhängige Variable verwendet. Hierfür wurden nur Daten aus WEA-Flächen verwendet, an denen alle Umweltparameter für die Analyse vorlagen (N = 353 Proben). Unterschiede im mittleren Stresshormonlevel zwischen den einzelnen Gebieten und Jahren wurden ebenfalls mit einem „*random intercept*“ in das Modell integriert. Als Prädiktoren wurden die Entfernung einer Probe zur Windenergieanlage sowie die meteorologisch wahrscheinliche Menge an Schattenwurf (WEA-Schattenwurf; siehe Kapitel 4.2.1.1) durch die Windenergieanlage an jedem Probenstandort einbezogen. In früheren Studien wurden starke jahreszeitliche Schwankungen im Stresshormonlevel von Auerhühnern und ein Einfluss von Tourismusinfrastruktur nachgewiesen [4, 6]. Aus diesem Grund wurden zusätzlich das Julianische Datum (Tage seit dem 01. Januar eines Jahres) sowie die Entfernung der Probe zur nächsten Tourismusinfrastruktur als Prädiktoren aufgenommen. Durch eine Begrenzung der maximalen Flexibilität der *splines* im Modell wurde ökologisch unsinnigen Effekten vorgebeugt. Die Verwendung von *shrinkage* erlaubte, Variablen ohne klaren Effekt auf die Daten im Modell gegen Null zu reduzieren.

3.3.2 Ergebnisse

Insgesamt konnten in fünf Wintersaisons 579 Proben in 5 Gebietspaaren, also je einer WEA-Fläche und einer äquivalenten Referenzfläche ohne WEA-Errichtung, gesammelt und stressphysiologisch analysiert werden. In je einem Gebietspaar in Deutschland und Österreich konnten Kotproben sowohl vor, als auch nach dem Bau von WEA gesammelt werden (Tabelle 3.10). In einem weiteren österreichischen Gebietspaar wurden Kotproben während und nach der Errichtung einer WEA gesammelt. 123 Proben stammten ausschließlich von Gebietspaaren mit bereits existierenden WEA in den WEA-Flächen. Somit wurde insgesamt ein Verhältnis der Probenanzahl von 202 Proben vor dem Bau zu 361 Proben nach dem Bau von WEA erreicht (Tabelle 3.10).

Tabelle 3.10: Verteilung der Proben nach Gebietspaaren und zeitlicher Aufteilung vor, während und nach dem Bau von WEA. Die Gebietsnummern entsprechen den Nummern aus Kapitel 3.1.

Zeitpunkt	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	6	Vor Bau	Während Bau	Nach Bau	Gesamt
Gebiete													
1	0	0	0	32	0	30	42	39	0	32	0	111	143
3	0	0	0	0	0	0	14	0	59	0	0	73	73
4	29	94	9	38	0	60	0	0	0	170	0	60	230
5	0	0	0	0	16	21	46	0	0	0	16	67	83
6	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	50	50
Gesamt	29	94	9	70	16	111	102	39	109	202	16	361	579

Vergleiche der Gebietspaare

Das mit diesem Datensatz errechnete lineare Regressionsmodell unter Anwendung des BACI-Prinzips zeigt zunächst eine Tendenz im Vergleich der Gebietspaare (Abbildung 3.9) hin zu einer Erhöhung der mittleren Stresshormonlevel nach dem Bau der WEA, vor allem in den Referenzflächen. Diese Tendenz ist sowohl in den WEA-Flächen als auch den Referenzflächen nicht signifikant (Tabelle 3.11). Der Anstieg fällt für die Referenzflächen aber signifikant höher aus, während der Anstieg in den WEA-Flächen sehr gering ist. Die Konfidenzintervalle für die Unsicherheit um den Mittelwert überlappen jedoch deutlich (Abbildung 3.9).

Tabelle 3.11: Ergebnisse des LMM für die Analyse des mittleren Stresslevel nach BACI-Design. Modellkoeffizienten und deren Standardfehler sind angegeben.

Prädiktor	Modellkoeffizient	Standardfehler	P-Wert
Intercept	5.661	0.293	<0.001
Nach-Bau	0.347	0.378	0.375
WEA	0.067	0.095	0.483
Nach-Bau*WEA	-0.311	0.125	0.013

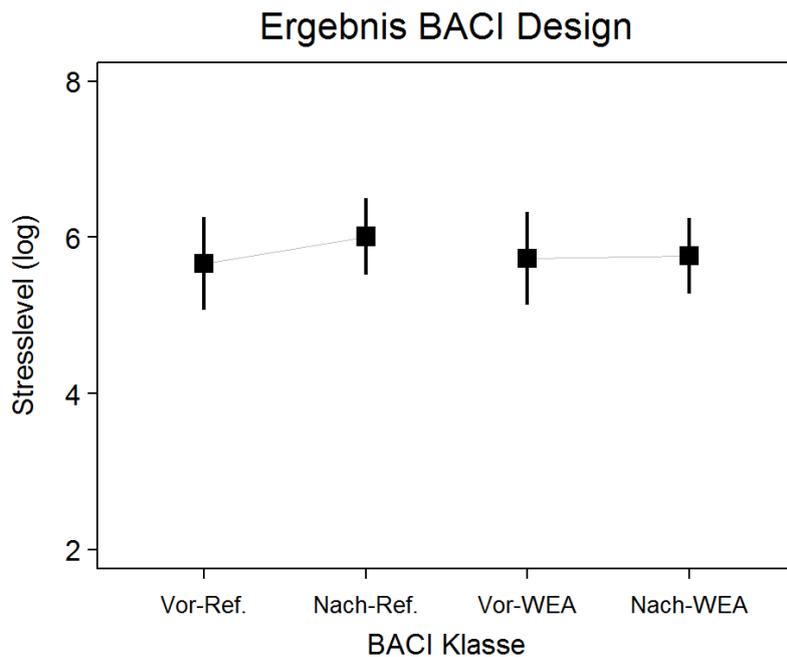


Abbildung 3.9: Ergebnisse des LMM nach BACI-Prinzip. Es werden die vier Analyseergebnisse für Referenzfläche und WEA-Fläche, jeweils vor und nach dem Bau dargestellt.

Kleinräumige Analyse der Stresshormonlevel

Die Ergebnisse des GAMM für die Analyse kleinräumiger Effekte von WEA auf die Stresshormonlevel von Auerhühnern sind in Tabelle 3.12 dargestellt. Es konnte kein Effekt von WEA-Prädiktoren auf die Stresshormonlevel der Auerhühner nachgewiesen werden.

Tabelle 3.12: Ergebnisse GAMM für die Analyse kleinräumiger Effekte von WEA auf den Stresslevel der Tiere. Modellkoeffizienten und deren Standardfehler bzw. die Freiheitsgrade der *splines* (edf) sind angegeben.

Prädiktor	Modellkoeffizient	Standardfehler	P-Wert
Intercept	5.788	0.166	<0.001
Prädiktoren	edf		P-Wert
Schatten_Vor	~0		1.000
Schatten_Nach	~0		1.000
WEAdist_Vor	~0		1.000
WEAdist_Nach	~0		1.000
Freizeit_Entf.	~0		1.000
Tag des Jahres	~0		1.000

3.3.3 Diskussion

Die Ergebnisse der stressphysiologischen Analyse ergeben auf den ersten Blick kein eindeutiges Bild. In der Darstellung und im Modell liegt eine Tendenz zu höheren Stresshormonleveln nach dem Bau der WEA, vor allem in den Referenzflächen, vor. Die zugrundeliegende Hypothese eines negativen Einflusses einer WEA auf die Stresshormonlevel (d.h. eine Erhöhung der Level) ist aufgrund der Tatsache zu hinterfragen, dass vor allem in den Referenzgebieten ohne WEA ein Anstieg zu verzeichnen ist. Der Unterschied in der Tendenz zwischen WEA- und Referenzflächen mag bedeuten, dass es Unterschiede zwischen den Gebieten gibt, die über die Anwesenheit von WEA hinausgehen. Die sichtbare Tendenz mag jedoch auch durch die unausgeglichene Datengrundlage in Hinblick auf die Beprobung der einzelnen Flächen zurückzuführen sein (und damit auf den Einfluss einzelner Gebiete; Tabelle 3.11) Dies zeigt wiederum, dass verschiedene andere Faktoren die Stresshormonlevel der Tiere beeinflussen, die der vorliegende Datensatz und das hier gewählte Modell nicht abbilden.

Denkbar ist hier die individuelle Varianz, die mitunter sehr große Unterschiede zwischen den Individuen unter ansonsten gleichen Bedingungen hervorbringt [2]. Individuelle Effekte können bei Auerhühnern den größten Teil der Varianz in den Stresshormonkonzentrationen ausmachen, und die Ergebnisse wesentlich verändern, wenn diese nicht berücksichtigt werden [6]. Für den vorliegenden Datensatz war es nicht möglich, eine genetische Analyse für alle Proben durchzuführen, um die individuelle Varianz mit zu berücksichtigen. Auch ist es möglich, dass Umweltfaktoren den Stresshormonlevel beeinflussten, zu denen in der Feldarbeit keine Daten erhoben oder nachträglich modelliert werden konnten. Ein Beispiel hierfür ist die Dichte verschiedener Prädatoren, die Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten aufweisen kann. Zu bedenken ist bei kleinräumigen Effekten auch, dass die Stresshormonmetaboliten nicht dort abgesetzt werden, wo das Störereignis auf ein Huhn einwirkt, sondern etliche Stunden später, nach Passage durch den Verdauungstrakt. Die Losung wird vielleicht auch an einem Standort abgesetzt, auf den das Huhn nach einem Störereignis geflüchtet ist [26]. Die eher lange anhaltenden niederschweligen möglichen Störeffekte der WEA sind wahrscheinlich noch schwieriger nachweisbar als kurzzeitige extremere Störwirkungen von Einzelereignissen wie zum Beispiel Störung durch einen Skitourengeher.

Zusammengefasst führt das Fehlen der genetischen Informationen und damit der inter-individuellen Varianz und bestimmter Umweltparameter zu einer großen Interpretationsunsicherheit der Ergebnisse. Dies gilt auch für die Untersuchung der kleinräumigen Effekte durch das GAMM. Interessant ist, dass hier im Vergleich zu bekannten Studien [3, 4, 6] kein negativer Einfluss von (Winter-)Tourismus nachgewiesen wurde. Die Vielzahl an wissenschaftlichen Studien und untersuchten Einflussfaktoren zeigt, wie komplex die stressphysiologische Reaktion ist und wie unbekannt das Wissen über das Zusammenspiel der Einzelfaktoren ist. Es ist denkbar, dass exogene, aber vor allem auch endogene Einflüsse die Auswirkungen von WEA überlagern. Aufgrund der fehlenden Datengrundlage, insbesondere zu letzterem Aspekt, kann das Forschungsprojekt keine Aussagen darüber machen, wie die verschiedenen Faktoren zusammenwirken, ob es individuelle Unterschiede in der Reaktion auf WEA gibt und ob Umweltfaktoren die Auswirkung von WEA beeinflussen können. Die hier vorliegenden Untersuchungen zeigen außerdem die Schwierigkeit, eine ausgeglichene und vergleichbare Datengrundlage zu erhalten. Trotz mehrjähriger und umfangreicher Feldarbeit in fünf großflächigen Gebietspaaren weisen die Daten

eine unbalancierte Verteilung auf, insbesondere hinsichtlich des Zeitpunkts des Sammelns vor oder nach dem Bau der WEA.

Ein Einfluss von methodischen Fehlern bei der Sammlung, Aufbereitung und Analyse der Proben auf die Ergebnisse kann jedoch weitestgehend ausgeschlossen werden. Die Proben wurden über alle Jahre hinweg gleich behandelt, bei der Sammlung unmittelbar gekühlt und unter gleichen Bedingungen in ein und demselben Labor analysiert. Die Trocknung der Kotproben wurde vollzogen, um Fehlern vorzubeugen, die durch die Löslichkeit der Stresshormone in wässrigem Zustand vorkommen können. Es kann aus methodischer Sicht somit davon ausgegangen werden, dass die Stresshormonkonzentration, die bei Ausscheidung durch das Individuum vorlag, bis zur Analyse im Labor keine Änderung erfahren hat.

Fazit

Stress ist eine notwendige und natürliche Reaktion der Tiere, die nicht per se als nachteilig angesehen werden kann. Bedenklich sind insbesondere dauerhaft erhöhte Stresshormonlevel, da sie den Organismus des Individuums stark schwächen können. Das Ziel dieses Forschungsmoduls war herauszufinden, ob WEA zu einer Erhöhung der Stresshormonlevel bei Auerhühnern führen. Da die Kotproben, die für die Analyse verwendet wurden, nicht einzelnen Individuen zugeordnet werden konnten, konnte mit dem zugrunde liegenden Datensatz nicht nachgewiesen werden, dass WEA zu einem zusätzlichen Anstieg der Stresshormonlevel bei Auerhühnern führen. Es ist jedoch sehr schwierig, allgemeine Schlussfolgerungen aus stressphysiologischen Analysen zu ziehen, da Einflussfaktoren und die individuellen körperlichen Reaktionen der Tiere ein sehr komplexes Zusammenwirken aufweisen, das noch nicht ausreichend erforscht ist.

3.3.4 Literatur

1. Sheriff MJ, Dantzer B, Delehanty B, Palme R, Boonstra R (2011) Measuring stress in wildlife: techniques for quantifying glucocorticoids. *Oecologia*. 166: 869-887.
2. Hadinger U, Haymerle A, Knauer F, Schwarzenberger F, Walzer C (2015) Faecal cortisol metabolites to assess stress in wildlife: evaluation of a field method in free-ranging chamois. *Methods in Ecology and Evolution*. 6: 1349-1357.
3. Thiel D, Jenni-Eiermann S, Palme R, Jenni L (2011) Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie *Tetrao urogallus*. *Ibis*. 153: 122-133.
4. Thiel D, Jenni-Eiermann S, Braunisch V, Palme R, Jenni L (2008) Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology*. 45: 845-853.
5. Thiel D, Jenni-Eiermann S, Palme R (2005) Measuring corticosterone metabolites in droppings of capercaillies (*Tetrao urogallus*). *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1046: 96-108.
6. Coppes J, Kämmerle J-L, Willert M, Kohnen A, Palme R, Braunisch V (2018) The importance of individual heterogeneity for interpreting faecal glucocorticoid metabolite levels in wildlife studies. *Journal of Applied Ecology*. 55: 2043-2054.
7. Jenni-Eiermann S, Almasi B, Müller C, Schmid B, Roulin A, Jenni L (2014) Die Modulation der Stressantwort bei Vögeln und ihre Bedeutung für den Naturschutz. *Der Ornithologische Beobachter*. 111: 107-120.
8. Ingold P. Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere. Bern, Switzerland: Haupt verlag; 2005. 516 pp.
9. Palme R (2005) Measuring fecal steroids: Guidelines for practical application. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1046: 75-80.
10. Raynaert R, De Paepe M, Peeters G (1976) Influence of stress, age and sex on serum growth hormone and free acids in cattle. *Hormone and Metabolic Research*. 8: 109-114.
11. Broom DM, Johnson KG. (1993) *Stress and Animal Welfare*. London: Chapman & Hall.
12. Munck AU, Guyre PM, Holbrook NI (1984) Physiological functions of glucocorticoids in stress and their relationship to pharmacological actions. *Endocrine reviews*. 5: 25-44.
13. Sapolsky RM, Romero LM, Minck AU (2000) How do glucocorticoids influence stress responses? Integrating permissive, suppressive, stimulatory and preparative actions. *Endocrine reviews*. 21: 55-89.
14. Cyr N, Earle K, Tam C, Romero LM (2007) The effect of chronic psychological stress on corticosterone, plasma metabolites, and immune responsiveness in European starlings. *General and Comparative Endocrinology*. 154: 59-66.
15. Stier KS, Almasi B, Gasparini J, Piault R, Roulin A, Jenni L (2009) Effects of corticosterone on innate and humoral immune functions and oxidative stress in barn owl nestlings. *Journal of Experimental Biology*. 212: 2085-91.
16. Schoech SJ, Bowman R, Bridge ES, Boughton RK (2007) Baseline and acute levels of corticosterone in Florida Scrub-Jays (*Aphelocoma coerulescens*): Effects of food supplementation, suburban habitat, and year. *General and Comparative Endocrinology*. 154: 150-160.
17. Jenni-Eiermann S, Glaus E, Grübler M, Schabl H, Jenni L (2008) Glucocorticoid response to food availability in breeding barn swallows (*Hirundo rustica*). *General and Comparative Endocrinology*. 155: 558-565.
18. Rangel-Negrin A, Alfaro JL, Valdez RA, Roman MC, Serio-Silva JC (2009) Stress in Yucatan spider monkeys: effects of environmental conditions on fecal cortisol levels in wild and captive populations. *Animal Conservation*. 12: 496-502.
19. Frigerio D, Dittami J, Möstl E, Kotrschal K (2004) Excreted corticosterone metabolites co-vary with air temperature and air pressure in male Greylag geese (*Anser anser*). *General and Comparative Endocrinology*. 137: 29-36.
20. Corlatti L, Palme R, Frey-Roos F, Hackländer K (2011) Climatic cues and glucocorticoids in a free-ranging riparian population of red deer (*Cervus elaphus*). *Folia Zoologica*. 60: 176-180.

21. Cockrem J, Silverin B (2002) Variation within and between birds in corticosterone responses of great tits (*Parus major*). *General and Comparative Endocrinology*. 125: 197–206.
22. Sheriff MJ, Krebs CJ, Boonstra R (2009) The sensitive hare: sublethal effects of predator stress on reproduction in snowshoe hares. *Journal of Animal Ecology*. 78: 1249–1258.
23. Möstl E, Palme R (2002) Hormones as indicators of stress. *Domestic Animal Endocrinology*. 23: 67-74.
24. Palme R, Touma C, Arias N, Dominchin MF, Lepschy M (2013) Steroid extraction: Get the best out of faecal samples. *Wiener Tierärztl Mschrift – Vet Med Austria*. 100: 238-246.
25. Rettenbacher S, Möstl E, Hackl R, Ghareeb K, Palme R (2004) Measurement of corticosterone metabolites in chicken droppings. *British Poultry Science*. 45: 704–711.
26. Hirschenhauser K, Grünschachner-Berger V (2010) Stressbelastungen von Auerhühnern bei unterschiedlich starker Freizeitnutzung von Lebensräumen. Folgeprojekt 2010. Im Auftrag der NP Gesäuse GmbH.

3.4 Modul: Reproduktion

Autor und Autorin: Coppes, J., Taubmann, J.

Im Forschungsmodul „Reproduktion“ ist die zentrale Fragestellung: *„Werden Auerhühner in Ihrer Reproduktion von WEA beeinflusst?“*. Die hierzu getestete Hypothese lautet: *„Die Reproduktion von Auerhühnern wird von WEA negativ beeinflusst.“*

Der Reproduktionserfolg ist eine entscheidende Größe für die Entwicklung einer Population. Wenn die Mortalität (Sterberate) größer ist als der Reproduktionserfolg, sinken die Populationszahlen, umgekehrt verhält es sich wenn der Reproduktionserfolg höher ist als die Mortalität. Es gibt eine Vielzahl von Faktoren, die Mortalität und Reproduktionserfolg beeinflussen. Bei Raufußhühnern sind beispielsweise der Lebensraum [1-3], die Witterungsbedingungen [4, 5] sowie die Dichte von Prädatoren [3, 6, 7] wichtige Faktoren, die den Reproduktionserfolg beeinflussen können. Der Reproduktionserfolg von Raufußhühnern wird häufig durch das Verhältnis von Küken pro Henne in einem Gebiet quantifiziert, dieser kann durch Zählungen im Spätsommer erhoben werden [3, 8]. Der resultierende Wert ist als Index für den Reproduktionserfolg zu betrachten. Er stellt demnach keinen absoluten Wert dar, der die Anzahl Küken in einem Gebiet misst, sondern ein relatives Maß für den Reproduktionserfolg in verschiedenen Jahren oder Gebieten.

3.4.1 Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Reproduktionserfolg von Auerhühnern wurde zunächst in den Untersuchungsgebieten im Schwarzwald und in Österreich mittels Linientaxationen durchgeführt. Diese Methode hatte sich zuvor im Schwarzwald bei der Erhebung eines Index für den Bruterfolg von Auerhühnern über größere Flächen bewährt. Der erhobene Index war das Verhältnis von Küken zu erwachsenen Hennen in einem Gebiet (im Folgenden als „Reproduktionsindex bezeichnet“). Nach den ersten Jahren wurde aber deutlich, dass diese Methode ungeeignet war, um den Reproduktionserfolg kleinräumig im Einflussbereich der WEA zu messen. Obwohl es Nachweise von Reproduktion in den Gebieten gab (z.B. Sichtung von Küken oder Funde von Eierschalen), war es wegen der geringen Stichprobe nicht möglich, in den Bereichen in der unmittelbaren Umgebung geplanter WEA einen robusten Index für den Reproduktionserfolg vor und nach Bau der WEA zu erheben. Somit konnten keine Daten erhoben werden, die eine Aussage über den Effekt von WEA auf den Reproduktionserfolg von Auerhühnern in den Österreichischen Gebieten und im Schwarzwald zuließen.

Im schwedischen Untersuchungsgebiet Jädraås waren die Voraussetzungen allerdings günstig. Aufgrund der Größe des dortigen Windparks ist die von WEA betroffene Fläche viel größer. Zudem konnten hier, in Zusammenarbeit mit dem schwedischen Partner, auf Raufußhühner trainierte Artenspürhunde eingesetzt werden. Somit war es hier möglich, den jährlichen Reproduktionserfolg (ausgedrückt durch den Reproduktionsindex) sowohl im Windpark als auch auf der Referenzfläche zu erheben. Im Folgenden werden die Methoden und Ergebnisse für das schwedische Untersuchungsgebiet dargestellt.

Alle Aufnahmen wurden im schwedischen Windpark Jädraås (s. Kapitel 4.1) und in einem gleich großen Referenzgebiet durchgeführt, das ca. 3 km vom Windpark entfernt liegt. Damit sollte sichergestellt werden, dass die jährlichen Schwankungen von Umwelteinflüssen (wie Wetterbedingungen oder die Dichte verschiedener Prädatoren) in beiden Gebieten vergleichbar waren. Der Windpark besteht aus 66 WEA, die unregelmäßig über eine Fläche von ca. 32 km² verteilt stehen. Für die Aufnahmen wurden beide Flächen in ein gleichmäßiges Raster von 0,5 km² Zellgröße eingeteilt. Die Daten wurden in den Rasterzellen in zufällig ausgewählter Reihenfolge erhoben.

Datenerhebung

Die Daten wurden in drei aufeinanderfolgenden Jahren (2016, 2017 und 2018) jeweils im August erhoben. Die einzelnen Rasterzellen wurden bei gutem Wetter (kein/kaum Niederschlag, wenig Wind) von einer Hundeführerin oder einem Hundeführer mit einem auf Raufußhühner ausgebildeten Artenspürhund begangen. Die Rasterzellen wurden jeweils von einer Hundeführerin oder einem Hundeführer mit einem Hund gleichmäßig und flächig abgelaufen. Bis zu drei Teams suchten gleichzeitig, selbständig und ohne Leine nach Raufußhühnern. Die Hunde waren mit einem GPS-Sender ausgestattet, sodass die Hundeführenden die Position des Hundes in Echtzeit verfolgen konnten. Die Hunde waren so ausgebildet, dass sie beim Fund eines Raufußhuhns bzw. einer Henne mit Küken (Gesperre) „vorstehen“. Das bedeutet, dass sie den Fund anzeigen, ohne dass die Raufußhühner auffliegen oder weglaufen (die Vögel verstecken bzw. „drücken“ sich als Reaktion auf die Hunde). Über den Sender bekam der Hundeführende ein Signal und konnte zum Hund aufschließen. Bei seiner Ankunft wurde dem Hund ein Signal gegeben, dass er sich den Vögeln zusammen mit dem Hundeführenden weiter nähern und diese damit aufscheuchen darf. Hierdurch konnte die Art (Auerhuhn, Birkhuhn, Haselhuhn) sowie die Anzahl, das Geschlecht (Männlich oder Weiblich) und Alter (Adult oder Jungtier) bestimmt werden. Pro Rasterzelle wurde für durchschnittlich 3 Stunden mit einem Hund nach Raufußhühnern gesucht. Um einen zuverlässigen Index des Reproduktionserfolgs pro Gebiet zu erhalten, wurde in jeder Saison so lange gesucht, bis minimal 11 Auerhennen (mit oder ohne Küken) pro Gebiet (WEA- und Referenzfläche) gefunden waren. Dieser Richtwert beruht auf der jahrzehntelangen Erfahrung der schwedischen Partner mit dieser Methode, um einen möglichst repräsentativen Wert zu erreichen (Naturvårdsverket, M. Hörnell-Willebrand, pers. komm.).

Auswertung

Pro Gebiet wurde der Reproduktionsindex berechnet, d.h. wie viele Küken durchschnittlich pro Henne im Gebiet nachgewiesen worden sind (Summe der Küken geteilt durch die Anzahl Hennen). Zudem wurde die mittlere Größe eines Gesperres (durchschnittliche Anzahl Küken pro führender Henne) berechnet.

3.4.2 Ergebnisse

Über den gesamten Zeitraum der Untersuchung (2016-2018) wurden insgesamt, über WEA- und Referenzfläche hinweg, 74 Auerhennen lokalisiert. Hiervon waren 34 führende Auerhennen, mit insgesamt 113 Auerhuhnküken (Tabelle 3.13). Eine Henne führte sieben Küken, eine sechs und alle weiteren Hennen führten fünf oder weniger Küken. Die mittlere Größe der Gesperre schwankte zwischen den Jahren. Sie war 2016 in der WEA-Fläche am höchsten (5,3 Küken pro führender Henne) und 2017 in der WEA-Fläche am niedrigsten (2,1 Küken pro führender Henne). Auch der Index für den Reproduktionserfolg (Anzahl Küken pro Henne) schwankte zwischen den Jahren und war 2016 am höchsten (2,7 im WEA-Gebiet und 2,1 im Referenzgebiet; Abbildung 3.10 und Tabelle 3.13). Über die Jahre ist in beiden Gebieten ein negativer Trend (d.h. eine Abnahme des Reproduktionserfolgs) zu erkennen (Abbildung 3.10). Es konnten jedoch keine Unterschiede im Reproduktionserfolg zwischen WEA und Referenzgebiet nachgewiesen werden.

Tabelle 3.13: Ergebnisse des Reproduktionsmonitorings: Anzahl Rasterzellen, die pro Gebiet und Jahr bearbeitet wurden, sowie die Anzahl Hennen, Hennen mit Küken und Küken im jeweiligen Gebiet und Jahr. Aus diesen Werten lässt sich die durchschnittliche Größe der Gesperre und die durchschnittliche Anzahl Küken pro Henne pro Gebiet und Jahr berechnen.

Jahr	Gebiet	Anzahl Raster	Anzahl Hennen	Hennen mit Küken	Anzahl Küken	Mittlere Gesperre Größe	Küken pro Henne
2016	WEA	22	12	6	32	5,3	2,7
2016	Referenz	26	12	5	25	5,0	2,1
2017	WEA	27	14	8	17	2,1	1,4
2017	Referenz	32	13	6	18	2,6	1,4
2018	WEA	18	11	4	10	2,5	0,9
2018	Referenz	24	12	5	11	2,2	0,9

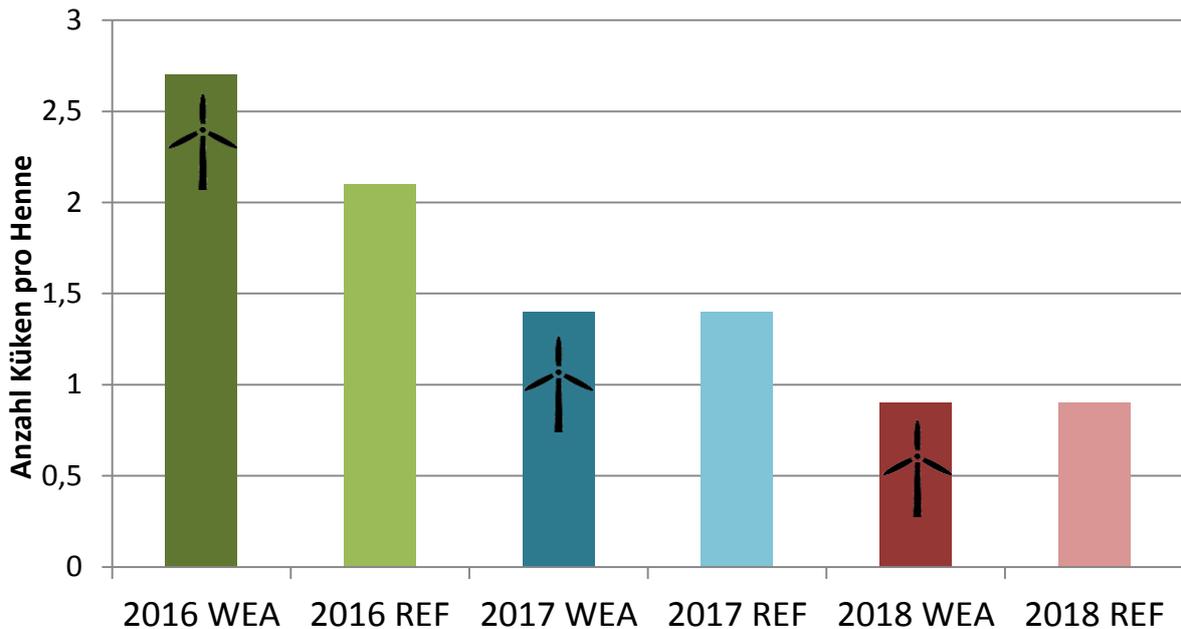


Abbildung 3.10: Die durchschnittliche Anzahl Küken pro Henne (Index für den Reproduktionserfolg), aufgeteilt nach Jahren und Gebieten (WEA = Windpark, REF = Referenzfläche).

3.4.3 Diskussion

Basierend auf den im schwedischen Windpark Jädraås erhobenen Daten konnte kein Unterschied im Reproduktionserfolg zwischen der WEA-Fläche und der Referenzfläche festgestellt werden. Somit waren keine negativen Effekte von WEA auf den Reproduktionserfolg von Auerhühnern auf Gebietsebene nachweisbar. Der Index für den Reproduktionserfolg unterschied sich vor allem zwischen den Jahren, wobei diese Entwicklung aber in beiden Flächen sehr ähnlich war. Starke Fluktuationen der Bestandszahlen und des Reproduktionserfolgs sind bei Auerhühnern bekannt [9]. Dies wird teilweise durch die jährlich wechselnden Witterungsbedingungen verursacht [9]. Da die Abnahme im Reproduktionserfolg in beiden Flächen vorhanden war, wurde diese Entwicklung wahrscheinlich durch die Witterung und / oder durch Prädatoren verursacht. Die natürlichen oder forstlich bedingten Veränderungen des Lebensraums waren über diesen Zeitraum gering und in beiden Gebieten vergleichbar, jedoch kann sich die Lebensraumeignung durch forstwirtschaftliche Maßnahmen (z.B. Großkahlschläge) schnell verändern. Es wurden auch keine Veränderungen bei der Datenerhebung festgestellt. Die Ergebnisse spiegeln allerdings nur den Reproduktionserfolg nach Bau der WEA wider. Da es in diesem Untersuchungsgebiet keine Daten zum Reproduktionserfolg vor Bau des Windparks gibt, ist eine Aussage zu einer Veränderung des Reproduktionserfolgs im Vergleich zu Zeiten vor Bau der WEA nicht möglich.

Fazit

Bei diesem Untersuchungsmodul handelt es sich um ein Fallbeispiel, da die Ergebnisse nur aus einem Gebiet stammen. Zudem konnten nur Daten aus dem WEA-Gebiet nach Bau mit denen aus einem Referenzgebiet verglichen werden, es war kein Vergleich des Reproduktionserfolgs vor und nach Bau der WEA möglich. Basierend auf den so erhobenen Daten konnte kein Effekt von WEA auf den Reproduktionserfolg von Auerhühnern nachgewiesen werden.

3.4.4 Literatur

1. Börset E, Krafft A (1973) Black grouse and capercaillie brood habitats in a Norwegian spruce forest. *Oikos*. 24: 1-7.
2. Storaas T, Wegge P, Larsen BB. Nest predation among capercaillie and black grouse as affected by habitat location and cover. In: Lovel TWI, editor. Proceedings of the Second International Symposium on Grouse at Dalhousie Castle, Edinburgh, Scotland. Exning, Suffolk: World Pheasant Association; 1982. 131-138.
3. Baines D, Moss R, Dugan D (2004) Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology*. 41: 59-71.
4. Swenson JE, Saari L, Bonczar Z (1993) Effects of weather on hazel grouse reproduction: an allometric perspective. *Journal of Avian Biology*. 25: 8-14.
5. Moss R, Oswald J, Baines D (2001) Climate change and breeding success: decline of the capercaillie in Scotland. *Journal of Animal Ecology*. 70: 47-61.
6. Storaas T, Kastedalen L, Wegge P (1999) Detection of forest grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. *Wildlife Biology*. 5: 187-92.
7. Tornberg R, Reif V, Korpimäki E (2012) What explains forest grouse mortality: predation impacts of raptors, vole abundance, or weather conditions? *International Journal of Ecology*. 1-10.
8. Moss R (1985) Rain, breeding success and distribution of capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *Tetrao tetrix* in Scotland. *Ibis*. 128: 65-72.
9. Lindström J (1996) Weather and grouse population dynamics. *Wildlife Biology*. 2: 93-99.

3.5 Modul: Populationsverbund

Autoren und Autorinnen: Kohnen, A., Würstlin, S., Coppes, J.

Die zentrale Fragestellung im Forschungsmodul „Populationsverbund“ lautet *„Wie gut ist der Austausch von Individuen und deren Erbgut zwischen den verschiedenen Auerhuhn Vorkommensgebieten im Schwarzwald?“*. Die hierzu getestete Hypothese war: *„Der Austausch von Individuen zwischen den durch Korridore verbundenen Teilpopulationen ist noch gegeben und hat sich im Vergleich zu früher nicht verschlechtert“*.

In Zentraleuropa sind die meisten Lebensräume des Auerhuhns bereits stark fragmentiert [1]. Besonders deutlich wird dies an der Verbreitung des Auerhuhns im Schwarzwald [2], wo sich die Hauptverbreitungsgebiete über vier Teilgebiete erstrecken (Nord, Mitte, Baar und Süd; [3]). Die Distanzen, die das Auerhuhn regelmäßig bei der Querung von Tälern überwindet, betragen im Schnitt zwischen 5 und 10 km ([4, 5]). Daher stellen allein die Distanzen zwischen den vier Teilgebieten mögliche Hinderungsgründe für den Austausch dar. Zu einem möglichen Barriere-Effekt tragen zudem die Lebensraumbedingungen und Landnutzungsstrukturen zwischen den Teilgebieten bei [2]. Eine solche Barriere, die sich bereits in der genetischen Struktur der Population widerspiegelt, ist beispielsweise das Kinzigtal, das zwischen dem Teilgebiet Nord und den südlicheren Teilgebieten Mitte, Baar und Süd liegt [6].

3.5.1 Methoden

Grundlagen Populationsgenetik

Was aber passiert, wenn der Austausch zwischen den Teilgebieten nicht mehr gegeben ist? Ein Austausch ist notwendig, da jedes Teilgebiet alleine nicht die Mindestgröße einer überlebensfähigen Population aufweisen kann [7]. Die Folgen einer Isolation sind zunächst auf genetischer Ebene erkennbar. Kleine Populationen ohne Austausch verarmen in ihrer Diversität [8]. Durch zufällige Paarungen innerhalb der Population ändern sich die Häufigkeiten der genetischen Varianten. Diesen Effekt nennt man genetische Drift [9]. Seltene Varianten können so durch zufällige Änderungen der Häufigkeiten verloren gehen. Kann dieser Verlust nicht durch Mutationen oder Zuzug ausgeglichen werden, verarmt die Population genetisch [8, 10]. Bei geringer genetischer Variabilität ist die Population nicht mehr in der Lage, sich an veränderte Umwelteinflüsse anzupassen oder Krankheitserregern zu widerstehen. Sie wird generell anfälliger, so dass das Aussterberisiko ansteigt.

Entgegen der genetischen Drift wirkt der Genfluss [8]. Über Individuen, die von einem Teilgebiet in ein anderes wechseln und sich dort an der Reproduktion beteiligen, werden genetische Varianten in die Population eingetragen und erhöhen somit die genetische Diversität in der Population. Um den Austausch der Teilgebiete im Schwarzwald zu stärken, wurden basierend auf Daten, die zwischen 1999 und 2003 gesammelt wurden, bereits verbindende Korridore berechnet [2]. Die Berechnung basierte auf der Analyse der genetischen Struktur der Gesamtpopulation sowie Landschaftsparametern. So wurden für die Korridorflächen Bereiche ermittelt, die für den Populationsaustausch zwischen den Teilgebieten die günstigsten Bedingungen aufweisen. Diese Korridore wurden in das Flächenkonzept des Aktionsplans Auerhuhn integriert und werden daher auch bei der Bewertung von WEA-Standorten berücksichtigt.

In Anbetracht der sinkenden Populationszahlen des Auerhuhns im Schwarzwald [3] ist jedoch unklar, wie groß der Austausch zwischen den mit Korridoren verbundenen Teilpopulationen ist. Mit Hilfe populationsgenetischer Methoden sollten daher individuelle Verwandtschaftsbeziehungen in den Teilpopulationen rekonstruiert und rezente Dispersionsereignisse identifiziert werden.

Untersuchungsgebiet und Probensammlung

Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich auf die Verbreitungsgebiete des Auerhuhns im Schwarzwald. Da in erster Linie ein Austausch zwischen den Teilgebieten analysiert werden sollte, wurde ein Schwerpunkt auf die Gebiete Mitte, Baar und Süd gelegt. Im Gebiet Nord wurde hauptsächlich der südliche Verbreitungsrand berücksichtigt. Für die genetischen Analysen wurden nicht-invasiv Proben vom Auerhuhn in den vier Teilgebieten gesammelt (Abbildung 3.11). Als nicht-invasiv bezeichnet man Methoden [11], bei denen den Tieren nicht nachgestellt wird. Sie werden also nicht gefangen, betäubt oder stark gestört. Um an das genetische Material zu gelangen, werden Proben verwendet, die von den Tieren auf natürliche Weise abgesetzt werden. Für diese Studie wurden Kotproben und Federn gesammelt. Die Kotproben wurden in den Wintermonaten (Dezember-April) 3-5 Tage nach frischem Schneefall bei Temperaturen um die 0°C gesammelt. So konnte sowohl die Frische als auch die Konservierung gewährleistet werden. Flächen in den Teilgebieten Nord, Mitte, Baar und Süd wurden von Mitarbeitenden der FVA systematisch abgesammelt. Dazu wurden geeignete Habitatstrukturen gezielt angelaufen. Die Funde wurden ergänzt durch gezielte Sammlungen und Zufallsfunde von externen Experten, Jäger*innen, Ornithologen und Förster*innen. Federn wurden in den Sommermonaten (Juni- August) gesammelt. Dabei sammelten 6 bis 7 Personen in parallelen Transekten eine Fläche mit geeigneter Habitatstruktur ab. Auch die Federfunde wurden durch Zufallsfunde externer Personen ergänzt. Alle Proben wurden im Zeitraum von April 2013 bis April 2017 gesammelt. Für die Laboranalysen wurde eine räumliche Auswahl an Proben getroffen. Von nah benachbart gesammelten Proben, wurde pro Jahr nur eine Probe in einem Quadrant aus 75 x 75m zufällig gewählt [12]. Bis zur DNA-Extraktion wurden alle Proben im Kühlschrank bei -20°C aufbewahrt.

Labormethoden

DNA Extraktion aus Federn und Kot

Die DNA (Desoxyribonukleinsäure) wurde aus Feder- und Kotproben extrahiert. Zellen, die DNA in ihrem Zellkern enthalten, befinden sich bei Federn nur in der Spitze des Federkiels. Daher wurde für die DNA-Extraktion der Kiel mit einem sterilen Skalpell aufgeschnitten und nur das Mark zur Extraktion verwendet. Die DNA aus Federproben wurde mit dem QIAamp DNA MicroKit (Qiagen, Hilden, Deutschland) nach Herstellerangaben extrahiert. Dabei werden zunächst mit dem Enzym „Proteinase K“ die Zellen aufgeschlossen. Dann wird die DNA in einem Säulchen an eine Matrix aus Kieselgel absorbiert. Im Folgenden wird die DNA durch mehrere Waschschrte mit verschiedenen Puffern von Zellbestandteilen wie Proteinen und Fetten gereinigt. Im letzten Schritt wird die DNA in 100 µl AE Puffer gelöst. Abgesetzter Kot enthält unverdaute Nahrungsreste, die zum Großteil Zellen und DNA der Nahrung enthalten. Die DNA des Auerhuhns befindet sich nur in den Darmschleimhautzellen, die mit ausgeschieden werden, also in verhältnismäßig geringer Menge im Vergleich zur DNA der Nahrung. Daher wurde bei der DNA Extraktion aus Kot zunächst die Darmschleimhautzellen in einem Puffer (AL, Qiagen) gelöst und durch Zentrifugation von unverdauten größeren Nahrungspartikeln getrennt. Die DNA-Extraktion erfolgte dann mit dem

QIAamp DNA Stool Mini Kit (Qiagen) weitestgehend nach Angaben des Herstellers dem gleichen Prinzip folgend, wie die Extraktion der DNA aus Federn. Abweichend werden bei der Extraktion aus Kot durch Verwendung der InhibitEx Tabletten mögliche Inhibitoren, die in Kot häufig auftreten, neutralisiert. Im finalen Schritt wurde die extrahierte DNA in 150 µl AE Puffer gelöst. Dieser DNA-Extrakt besteht aus DNA des Auerhuhns und DNA der Nahrung (bei Winterkot hauptsächlich pflanzliche DNA). Alle DNA-Extrakte wurden bis zur weiteren Verwendung bei -20°C gelagert.

Geschlechtsbestimmung

Da das Geschlecht genetisch verankert ist, unterscheidet sich die DNA von Auerhennen und Auerhähnen in bestimmten Abschnitten. Die Geschlechtsbestimmung für jede Probe wurde durch die Amplifikation eines Fragments (Chromodomain-helicase-DNA-binding protein 1, CHD-1) auf den Geschlechtschromosomen (Z und W) mit dem Primerpaar 1272H und 1237L [13] durchgeführt. Die Fragmentlängen des CHD-1 unterscheiden sich zwischen den Geschlechtschromosomen und erlauben so die Unterscheidung zwischen den heterozygoten Weibchen (Z/W) und den homozygoten Männchen (Z/Z). Der Geschlechtmarker wurde in die Multiplex-PCR 1 der Mikrosatelliten integriert und mit den gleichen Bedingungen amplifiziert und analysiert.

Genotypisierung durch Mikrosatelliten

Für die individuelle Unterscheidung und die populationsgenetischen Fragen wurden Mikrosatelliten verwendet. Mikrosatelliten sind kurze, repetitive Abschnitte der genomischen DNA. Die Motive der repetitiven Abschnitte sind zwischen 2-4 Basenpaaren (Bp) lang und werden mehrfach wiederholt. Durch eine unterschiedliche Anzahl an Wiederholungen entstehen Abweichungen in der Länge [14]. Diese unterschiedlichen Varianten oder Ausprägungen werden Allele genannt. Jedes Individuum hat zwei Allele gleicher oder unterschiedlicher Länge pro Mikrosatellit, da Auerhühner wie alle Wirbeltiere einen doppelten Chromosomensatz aus je zwei homologen Chromosomen besitzen (eines von der Mutter und eines vom Vater). Durch die Verwendung mehrerer variabler Mikrosatelliten können Individuen unterschieden und Analysen auf verschiedenen Verwandtschaftsebenen durchgeführt werden [15].

Es wurden elf variable Mikrosatelliten ausgewählt (Tabelle 3.14), die in vier Multiplex-PCRs (Polymerase-Ketten-Reaktion) auf Basis des Protokolls von Jacob et al. [16] amplifiziert (vervielfältigt) wurden. Die Primer zur Amplifikation wurden spezifisch für das Auerhuhn entwickelt [16-18] und können daher nicht an der pflanzlichen DNA aus Kot binden. Jede Multiplex-PCR enthielt drei bis vier Primerpaare, die sich in Fragmentlänge und Fluoreszenzmarkierung (FAM, HEX, NED, VIC; Applied Biosystems, Darmstadt, Deutschland) unterschieden. Die finale Primerkonzentration lag für Multiplex PCR 1 – 3 bei 10 µM und für Multiplex PCR 4 bei 5 µM. Die Multiplex-PCRs wurden in einem Reaktionsvolumen von 10 µl mit dem SuperHotStart Mastermix (Genaxxon Bioscience, Ulm, Deutschland) angesetzt. PCR Reaktionen wurden nach dem folgenden Profil durchgeführt: initiale Polymerase Aktivierung bei 95°C für 15 min, 38 Zyklen bestehend aus Denaturierung bei 95°C für 30 s, Anlagerung bei 56°C für 1 min und Verlängerung bei 72°C für 1 min, gefolgt von einer finalen Verlängerung bei 72°C für 30 min.

Tabelle 3.14: Verwendete Mikrosatellitenprimer.

Primername	Motiv	Multiplex	Länge	Label
sTuD1	CA	1	126-165	FAM
sTuT4	TATC	1	134-143	NED
BG15	CTAT	2	88-143	FAM
sTuD3	TG	2	92-146	HEX
sTuT1	CTAT	2	126-190	NED
sTuD6	CA	3	91-190	FAM
sTuT3	TATC	3	95-154	HEX
sTuD5	GT	3	49-156	NED
sTuT2	GATA	4	144-228	FAM
sTuD4	CA	4	49-207	HEX
BG18	CTAT	4	144-215	NED

Da die Konzentration der DNA aus Federn und auch aus Kot vergleichsweise niedrig ist, wurde, um Fehler durch Dropout zu vermeiden [19, 20], jede Probe dreimal wiederholt. Um Kontaminationen auszuschließen, wurden zusätzlich Negativkontrollen mit jeder PCR durchgeführt. Die PCR Produkte wurden zusammen mit einem Längenstandard (LIZ) auf einem ABI 3130 DNA Analyzer (Applied Biosystems, Darmstadt, Deutschland) analysiert. Die Fragmentlängen wurden mithilfe des Programms GeneMapper v.4.0 (Applied Biosystems, Darmstadt, Deutschland) bestimmt. Ein Genotyp wurde akzeptiert, wenn mindestens zwei der drei Wiederholungen das gleiche Ergebnis zeigten. Wenn nur eine oder keine der Wiederholungen ein Ergebnis erzielten, wurden die PCR und die Fragmentlängenanalyse wiederholt. Wenn eine Probe fehlende Werte in mehr als der Hälfte der Mikrosatelliten aufwies, wurden die DNA-Extraktion und alle nachfolgenden Schritte wiederholt. Hatte eine Probe dann immer noch fehlende Werte in mehr als drei Mikrosatelliten, wurde sie von der weiteren Analyse ausgeschlossen.

Statistische Analysen

Individuenbestimmung

Bei den nicht-invasiv gesammelten Federn und Kotproben ist, auch beim Sammeln der Proben, ohne genetische Analysen nicht ersichtlich, von welchem Individuum sie stammen. Durch die genetische Zuordnung der einzelnen Proben zu Individuen können Bewegungsmuster und Wiederfundraten berechnet werden. Zudem ist es wichtig, dass in die populationsgenetischen Analysen jedes Individuum nur einmal eingeht, um die Ergebnisse durch geänderte Allelhäufigkeiten der Populationen nicht zu verfälschen. Für die Individuenbestimmung wurde zunächst angenommen, dass Proben mit dem gleichen Genotyp (gleiche Allele in allen Mikrosatelliten) vom gleichen Individuum stammen. Durch die Berechnung der PI und PI_{sib} wurde dann bestätigt, dass Proben, die auf mehr als sieben von den elf Mikrosatelliten identisch sind, zum selben Individuum gehören. Mit Hilfe der Funktion „Matches“ (Multilocus Genotype/ Matches) aus dem Programm GenAEx 6.503 wurden alle Genotypen auf Übereinstimmungen überprüft und entsprechend Individuen zugeordnet. Alle Proben, die bis zu drei Unterschiede zwischen den Genotypen aufwiesen, wurden einem Plausibilisierungsprozess unterworfen. Es wurde nochmals genau überprüft, ob es sich nicht doch um Proben von dem gleichen Individuum handeln kann, indem die Rohdaten im GeneMapper v. 4.0 und die Koordinaten der Fundorte der fraglichen Proben direkt verglichen wurden. Fehlende Werte wurden als (nicht auszuschließende) Unterschiede angesehen. Die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Individuen den gleichen Genotyp tragen („Probability of Identity“, PI) und die konservativere Alternative, dass zwei nahverwandte Individuen den gleichen Genotyp tragen („Probability of Identity for Siblings“, PI_{sib}) wurden ebenfalls in GenAEx 6.503 berechnet.

Kontrolle des Datensatzes

Bei der Mikrosatellitenanalyse kann eine Reihe von systematischen Fehlern auftreten, die alle weiteren Berechnungen verfälschen würden. Um dies auszuschließen bzw. um etwaige Fehler berechnen zu können, muss eine Reihe von statistischen Tests durchgeführt werden. Ein typischer Fehler, der auftreten kann, ist der sogenannte Dropout. Beim Dropout wird fälschlicherweise nur ein Allel amplifiziert, der Mikrosatellit erscheint homozygot, obwohl er in Wirklichkeit heterozygot ist. Dieser Fehler wurde durch die dreifach Wiederholung jeder Probe und die mehrfache Anzahl an Proben pro Individuum in den meisten Fällen bereits an früherer Stelle erkannt und behoben. Weitere mögliche Fehler, die besonders bei Mikrosatelliten auftreten können, sind Nullallele. Nullallele sind Allele, die ähnlich wie beim Dropout, nicht amplifiziert wurden, obwohl das Individuum an dieser Stelle heterozygot ist. Im Unterschied zum Dropout werden Nullallele nicht nur in einzelnen Proben nicht amplifiziert, sondern sie treten im gesamten Datensatz nicht auf. Eine mögliche Ursache ist die Mutation der Primerbindung. Mit dem Programm Micro-Checker ver 2.2.3 [21] wurde der Mikrosatelliten-Datensatz auf Nullallele und andere Scoringfehler (Unvollständige Amplifikation, Verlust von sehr kleinen oder sehr großen Allelen) hin überprüft. Ob Abweichungen vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (HWE) auftraten, wurde durch das Programm GenAEx 6.503 [22] ermittelt. Abweichungen von diesem Gleichgewicht zwischen homozygoten und heterozygoten Markern weisen auf eine nicht zufällige Paarung innerhalb der Population hin und können durch Fortpflanzungsbarrieren verursacht werden. Ebenfalls mit GenAEx 6.503 wurden die beobachtete (H_o) und die erwartete Heterozygotie (H_e) und die Anzahl der Allele je Mikrosatellit berechnet, sowohl für den gesamten Datensatz, als auch separat für die vier Gebiete und separat für beide Geschlechter.

Elternschaftsanalysen

Durch Wiederfunde einzelner Individuen in anderen Teilgebieten können in seltenen Fällen Dispersions-Ereignisse (Dispersal, Bewegung vom Geburtsort zum Fortpflanzungsort) nachgewiesen werden. Durch Elternschaftsanalysen sollten weitere Dispersions-Ereignisse gefunden werden, in denen der Nachkomme in einem anderen Teilgebiet beprobt wurde als die Eltern oder eines der Elternteile. Ist dies der Fall, muss eines der beteiligten Individuen, höchstwahrscheinlich der Nachkomme, das Teilgebiet der Geburt verlassen und sich anderswo angesiedelt haben. Elternschaftsanalysen wurde mit den Programmen Colony ver 2.0.6.5 [23] und Cervus 3.0.7 [24] berechnet. Alle Analysen wurden mit den neun Mikrosatelliten durchgeführt, die in der Micro-Checker Analyse als geeignet ermittelt wurden. Diese neun Mikrosatelliten waren ausreichend variabel um Individuen eindeutig zu unterscheiden. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Elternteil fälschlicherweise zugeordnet wird, wurde mit Cervus 3.0.7 berechnet. Da keine Angaben über das Alter der Auerhühner vorlagen, wurden alle weiblichen Auerhühner als potenzielle Mütter angenommen und alle männlichen Auerhähne als potenzielle Väter. Da die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Elternteil ermittelt werden kann, von den Allelfrequenzen in der Population abhängt und sich die Allelfrequenzen zwischen den Teilgebieten unterschieden, wurden die Elternschaftsanalysen zunächst für jedes Teilgebiet separat durchgeführt. Die Allelfrequenzen innerhalb der Teilgebiete wurden mit GenAlEx 6.503 ermittelt und dem Programm vorgegeben. In einem zweiten Schritt wurden für jedes der vier Teilgebiete separat Eltern-Kind-Beziehungen zu den jeweils drei anderen Teilgebieten berechnet. Die Eltern-Kind-Paare innerhalb des Teilgebietes wurden als bekannt angenommen. Da Auerhühner keine monogamen Beziehungen eingehen, wurde sowohl für Väter als auch für Mütter Polygamie angenommen. Die Fehlerrate für Genotypisierungsfehler wurde auf Basis der Micro-Checker Analyse mit 0,005 angegeben. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Vater bzw. eine Mutter unter den potenziellen Vätern bzw. Müttern zu finden ist, wurde mit Werten zwischen 0,7 und 0,9 angenommen. Die Berechnung wurde mit mehreren Annahmen wiederholt und das Ergebnis abgeglichen. Für alle anderen Einstellungen wurden die Standardangaben verwendet.

Populationsstruktur

Um zu ermitteln, wie stark der Austausch zwischen den Auerhühnern der vier Teilgebiete im Schwarzwald ist, wurde zunächst ein individuenbasierter Ansatz gewählt. Durch diese Analysen wird überprüft, ob es genetische Unterschiede zwischen den Auerhühnern der vier Teilgebiete (also Subpopulationen) gibt. Für diese Art der Analysen spielt die Angabe, aus welchem Teilgebiet das jeweilige Individuum stammt, keine Rolle. Es werden keine Vorgruppierungen im Sinne von Teilpopulationen getroffen, sondern eine etwaige Gruppierung ergibt sich als Ergebnis der Analyse.

Eine modellbasierte Clusteranalyse, um die wahrscheinlichste Anzahl an Subpopulationen im Datensatz zu finden, wurde mithilfe des Programms STRUCTURE ver. 2.3.4 [25] durchgeführt. Das Programm nimmt ein Modell mit K verschiedenen Clustern an, welche durch ihre Allelfrequenzen charakterisiert werden. Jedes Individuum wird einer der K Cluster zugeordnet, oder es wird anteilig mehreren Clustern zugeordnet, wenn es sich um eine gemischte Herkunft handelt. Da die tatsächliche Anzahl K unbekannt ist, werden verschiedenen Durchläufe mit unterschiedlicher Anzahl K berechnet und dann die Wahrscheinlichste ermittelt. Es wurden Durchläufe mit variierender Anzahl K von 1 bis 8 berechnet. Das Programm arbeitet auf Basis des Markov-Ketten-Monte-Carlo-Verfahrens (MCMC), dazu wurde eine Aufwärmphase (burn-in period) von 10.000 Schritten

durchgeführt, gefolgt von 100.000 Schritten nach der Aufwärmphase. Es wurde die Annahme gewählt, dass sich die Populationen mischen können (admixture model) und die Allelfrequenzen korrelieren. Eine Startverteilung entsprechend der Herkunft der Individuen aus den vier Teilpopulationen wurde testweise angegeben (locprior). Jede Berechnung wurde 100-mal wiederholt. Die Wiederholungen wurden mit CLUMPP ver. 1.1.2 [26] gepoolt und mit DISTRUCT ver. 1.1 [27] graphisch dargestellt. Mit Structure Harvester V. 0.6.94 [28] wurde über die Evanno-Methode die wahrscheinlichste Anzahl an K Clustern ermittelt.

Die Durchführung einer multivariaten Hauptkomponentenanalyse (Principal Coordinate Analysis, PCoA) hatte ebenfalls das Ziel, eine mögliche Gruppierung in Subpopulationen zu ermitteln. Sie basiert auf einer Unähnlichkeitsmatrix, in diesem Fall den paarweisen genetischen Distanzen, und wurde mit GenAlEx durchgeführt.

Populationsdifferenzierung

Nachdem untersucht wurde, ob es genetische Unterschiede zwischen den Auerhühnern in den vier Teilgebieten im Schwarzwald gibt, wurde mit populationsbasierten Ansätzen ermittelt, wie groß die Unterschiede sind und ob sie signifikant sind. Mit einer Molekularen Varianzanalyse (AMOVA, [29]) durchgeführt in ARLEQUIN [29] wurde die genetische Varianz auf drei Ebenen getestet: Unterschiede zwischen Individuen innerhalb der vier Teilgebiete, Unterschiede zwischen den vier Teilgebieten und Unterschiede zwischen Gruppierungen der vier Teilgebiete. Durch die Gruppierung der Teilgebiete wurden verschiedene Hypothesen getestet:

- (1) Die Auerhühner im Teilgebiet Norden sind durch das Kinzigtal von den anderen Teilgebieten (Mitte, Baar, Süd) getrennt. Zwischen den Teilgebieten Mitte, Baar und Süd ist mehr Genfluss vorhanden.
- (2) Das Teilgebiet Baar wird aus Individuen aus dem Teilgebiet Süd verstärkt. Daher sind sich Auerhühner aus Süd und Baar ähnlicher als Auerhühner aus Nord und Mitte.
- (3) Zwischen den beiden geographisch näher beieinander liegenden Teilgebieten Mitte und Baar besteht mehr Genfluss, sie unterscheiden sich sowohl von Nord als auch von Süd.

Ein Maß für die Differenzierung zwischen Populationen oder Subpopulationen ist der F_{ST} -Wert (Fixierungsindex). Er beschreibt die Unterschiedlichkeit zwischen zwei Gruppen in Werten von 0 (keine Unterschiede) bis 1 (absolute Unterschiede). Paarweise F_{ST} -Werte zwischen den vier Teilgebieten nach Weir & Cockerham [30] wurden mit R Version 3.4.3 (R Core Team 2014) berechnet (Package hierfstat, [31]). Um zu überprüfen, ob bzw. wie sich die Differenzierung in den letzten Jahren verändert hat, wurden die F_{ST} -Werte mit dem Datensatz aus Segelbacher et al. [6] verglichen. Diese Daten wurden zwischen den Jahren 1999 bis 2004 erhoben. Um die Werte aus beiden Datensätzen vergleichbar zu machen, wurde eine identische Anzahl an Individuen pro Teilgebiet verwendet. Waren Daten von mehr Individuen im Teilgebiet vorhanden, wurde eine zufällige Stichprobe gezogen. Die Ziehung wurde 100mal wiederholt und für die Berechnung der Standardabweichung verwendet.

Migrationsraten

Die Raten und Richtungen von Migrationsbewegungen zwischen den Teilgebieten wurden mit dem Programm BayesAss ver. 3.0.4 [32] berechnet. BayesAss misst die Migrationsraten als den Anteil an der Population, der in einer Generation von einer anderen Population eingewandert ist. Das Programm arbeitet auf Basis des Markov-Ketten-Monte-Carlo-Verfahrens (MCMC), dazu wurde eine Aufwärmphase (burn-in period) von 106.000 Schritten durchgeführt. Jede Berechnung wurde 10-mal wiederholt. Die Sammelfrequenz betrug 1.000.

3.5.2 Ergebnisse

Genotypisierung und Individuenbestimmung

In dem Projekt wurden 2.118 Auerhuhnproben in den Jahren 2013 bis 2017 gesammelt. Davon wurden 1.499 Proben im Labor bearbeitet (Kot 1.301, Federn 198), bei 1.278 Proben konnte das Individuum bestimmt werden (Kot 1.231, Federn 47). Damit lag die Erfolgsrate insgesamt bei 85% (Kot bei 95%, Federn nur bei 24%). Aus dem Datensatz konnten 271 Individuen erfolgreich genotypisiert werden, die mindestens Werte von acht Mikrosatelliten aufwiesen (maximal drei Missing Loci). Die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Individuen den gleichen Genotyp tragen, also fälschlicherweise nicht als zwei Individuen erkannt werden, ist sehr gering ($PI = 1,7 \cdot 10^{-10}$). Auch, dass zwei nah verwandte Individuen den gleichen Genotyp tragen, ist immer noch sehr unwahrscheinlich ($PI_{sib} = 1,0 \cdot 10^{-4}$).

Die meisten Individuen aus diesem Datensatz stammten aus dem Teilgebiet Süd (Tabelle 3.15). Die Anzahl beprobter Individuen spiegelt nicht die Anzahl oder die Populationsgröße der Auerhühner in dem jeweiligen Teilgebiet wieder. Insbesondere das Teilgebiet Nord wurde nicht gänzlich beprobt. Schwerpunkte in der Probensammlung lagen an den südlichen Rändern des Teilgebiets. Das Geschlechterverhältnis unterschied sich zwischen den Teilgebieten sehr deutlich (Tabelle 3.15). Im Teilgebiet Nord wurden deutlich mehr Hennen als Hähne beprobt, während im Teilgebiet Süd doppelt so viele Hähne wie Hennen beprobt wurden. In den Teilgebieten Mitte und Baar war das Geschlechterverhältnis annähernd ausgeglichen.

Tabelle 3.15: Anzahl Individuen und das Geschlechterverhältnis pro Teilgebiet.

	Individuen	Hahn	Henne	Hahn:Henne
Nord	62	23	39	1: 1,7
Mitte	31	17	14	1: 0,8
Baar	41	20	21	1: 1,0
Süd	137	91	46	1: 0,5
Gesamt	271	151	120	1: 0,8

Datenkontrolle und Datencharakterisierung

Alle elf verwendeten Mikrosatelliten waren bei den Auerhühnern des Schwarzwaldes variabel (Tabelle 3.16), das bedeutet, sie wiesen mehr als ein Allel pro Mikrosatellit auf. Der Mikrosatellit (sTuT2) mit der geringsten Variabilität wies nur fünf verschiedene Allele auf im Gegensatz zu dem Mikrosatelliten (sTuD5) mit der meisten Variabilität mit 21 verschiedenen Allelen. Die Datenkontrolle ergab, dass zwei Mikrosatelliten (sTuT1 und sTuT2) in fast allen Teilpopulationen und im gesamten Datensatz einen Überschuss an homozygoten Allelen im Verhältnis zu heterozygoten Allelen aufwiesen (Tabelle 3.16). Das bedeutet, dass manche Allele (Nullallele) bei diesen beiden Mikrosatelliten nicht zuverlässig amplifiziert werden konnten. Die Nullallelfrequenz sollte für Populationsanalysen unter 0,1 liegen. Daher wurden alle weiteren Analysen ohne die zwei betroffenen Mikrosatelliten durchgeführt. Entsprechend dem Überschuss an homozygoten Allelen wies sTuT1 ebenfalls eine signifikante Abweichung vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (HWE) nach der Bonferroni Korrektur auf, sowohl für den Gesamtdatensatz, als auch für die vier Teilgebiete separat. Die beobachtete Heterozygotie über alle Mikrosatelliten hinweg (mittlere $H_o = 0,628$) wies nicht signifikant von der erwarteten Heterozygotie (mittlere $H_e = 0,646$) ab ($p = 0,67$).

Tabelle 3.16: Populationsgenetische Statistik für alle Individuen. N: Stichprobengröße, k: Anzahl Allele, H_o : beobachtete Heterozygotie, H_e : erwartete Heterozygotie, HWE = Abweichungen vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht.

Locus	N	k	H_o	H_e	HWE	Nullallelfrequ.
BG15	255	9	0,594	0,601	n.s.	0,006
BG18	169	11	0,821	0,731	n.s.	0,034
sTuD1	254	9	0,678	0,679	n.s.	0,015
sTuD3	267	11	0,610	0,720	n.s.	0,025
sTuD4	248	14	0,742	0,731	n.s.	0,022
sTuD5	263	21	0,797	0,800	n.s.	0,021
sTuD6	270	11	0,683	0,656	n.s.	0,067
sTuT1	266	14	0,295	0,472	***	0,189
sTuT2	169	5	0,500	0,675	n.s.	0,095
sTuT3	265	13	0,634	0,564	n.s.	0,021
sTuT4	246	6	0,554	0,483	n.s.	0,042
Mittelwert	242,91	11,27	0,628	0,646		
s.d.	11,27	1,32	0,035	0,021		

Austausch von Individuen zwischen Teilgebieten

Allein durch den mehrfachen Nachweis konnten drei Individuen belegt werden, die von einem Teilgebiet in ein anderes gewandert waren. Zunächst betraf dies die Henne I091, die sich im März 2014 im Teilgebiet Baar aufhielt, aber schon im April 2014 mehrfach im Teilgebiet Mitte ca. 15 km von dem Erstnachweis entfernt wieder gefunden wurde. Im Jahr 2016 hielt sie sich immer noch in diesem Gebiet auf (Abbildung 3.11). Die beiden anderen Individuen waren Hähne (I125 und I209), die sich im Februar 2015 beide bei Kniebis im Teilgebiet Nord aufhielten, bevor sie ca. 50 km weiter südlich erneut beprobt wurden. Der eine Hahn I125 wurde im April 2015 auf einem der Korridore zwischen den Teilgebieten Baar und Mitte entdeckt, der zweite Hahn wurde ebenfalls im April 2015 nahe dem Teilgebiet Baar beprobt. Beide Hähne überquerten somit das Kinzigtal.

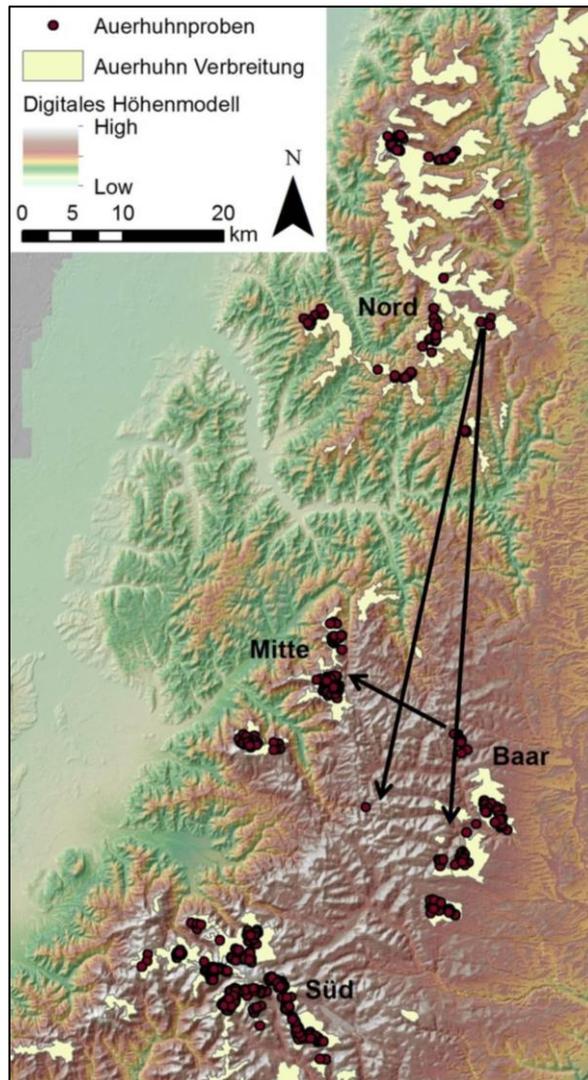


Abbildung 3.11: Zurückgelegte Distanzen von den drei Auerhühnern, die in zwei verschiedenen Teilgebieten beprobt wurden. Die beiden langen Pfeile verbinden die Fundorte von den Hähnen I125 und I209, die das Kinzigtal überquerten. Der kürzere Pfeil verbindet die Fundorte von Individuen, die sowohl im Teilgebiet Baar, als auch im Teilgebiet Mitte nachgewiesen wurden.

Elternschaftsanalysen

Die Wahrscheinlichkeit, dass bei den Elternschaftsanalysen, ein Individuum fälschlicherweise als Elternteil zugeordnet wird, betrug 0,0192. Die Ergebnisse enthalten also einen Fehler von ca. 2%. Bei den Elternschaftsanalysen wurden, wie zu erwarten, die meisten Eltern-Kind-Beziehungen innerhalb desselben Teilgebietes gefunden (Abbildung 3.12). Im Teilgebiet Nord wurden zwei Mutter-Kind- und fünf Vater-Kind-Paare ermittelt, davon wurden zwei der Kinder knapp 20 km von dem Elterntier entfernt beprobt. Jeweils ein Vater-Kind- und ein Mutter-Kind-Paar wurden im Teilgebiet Mitte am Kandel und je ein zweites am Rohrhardsberg ermittelt. Im Teilgebiet Baar wurden vier Mutter-Kind- und ein Vater-Kind-Paar ermittelt. Bis auf ein Paar wurden die Kinder jeweils am gleichen Höhenrücken beprobt wie das Elterntier. Im Teilgebiet Süd wurden acht Mutter-Kind- und ein Vater-Kind-Paar ermittelt. Anders als in den anderen Teilgebieten wurden im Süden die Kinder häufig auf anderen Höhenrücken gefunden als die Elterntiere.

Besonders interessant im Hinblick auf Ausbreitungsereignisse und die Nutzung der Korridore sind Eltern-Kind-Beziehungen zwischen den Teilgebieten. Diese Individuen liefern Hinweise auf Tiere, die ihren Geburtsort verließen und sich in einem anderen Teilgebiet ansiedelten. Der Geburtsort von dreien dieser ausgewanderten Kinder ist das Teilgebiet Süd. Zwei der Kinder ließen sich im Teilgebiet Mitte und eines im Teilgebiet Baar nieder. Die meisten Kinder in anderen Teilgebieten stammten aus dem Teilgebiet Baar, sechs wurden im Teilgebiet Mitte gefunden, drei im Teilgebiet Süd und zwei im Teilgebiet Nord. Ein Kind aus dem Teilgebiet Nord, zwei aus dem Teilgebiet Baar und zwei aus dem Teilgebiet Süd stammten aus dem Teilgebiet Mitte. Nur ein einziges Kind, nachgewiesen im Teilgebiet Mitte, stammte ursprünglich aus dem Teilgebiet Nord.

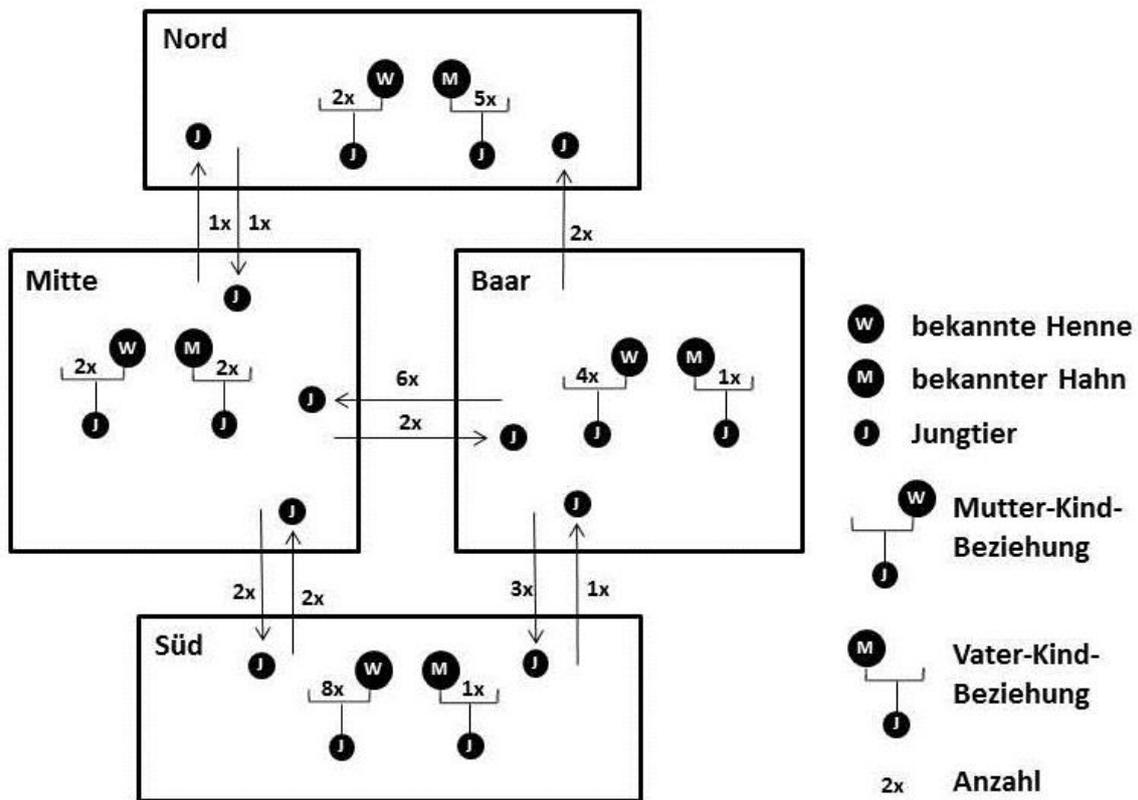


Abbildung 3.12: Ergebnisse der Elternschaftsanalysen. Dargestellt sind die Eltern-Kind Beziehungen innerhalb und zwischen den vier Teilpopulationen des Auerhuhns im Schwarzwald. Von den meisten Eltern-Kind Beziehungen ist jeweils nur ein Elternteil bekannt (W = bekannte Henne, M = bekannter Hahn). Das potenzielle Kind ist mit J als Jungtier gekennzeichnet. Dabei muss es sich nicht um ein tatsächliches Jungtier handeln, alle Auerhühner waren zum Zeitpunkt der Beprobung bereits adult. Auerhühner, deren Eltern aus einem anderen Teilgebiet stammten, sind mit einem Pfeil gekennzeichnet.

Populationsstruktur

Mit einer individuenbasierten Struktur-Analyse wurden die Individuen in Cluster gruppiert. Die wahrscheinlichste Anzahl an Clustern ergab sich durch die Evanno Methode $K = 4$ (Abbildung 3.13). Es gibt also vier genetisch unterscheidbare Gruppen von Auerhühnern im Schwarzwald. Diese vier genetischen Gruppen entsprechen annähernd den vier Teilgebieten der Auerhuhnverbreitung. Einzelne Individuen werden genetisch einem anderen Cluster zugeordnet, als ihr Nachweisort vermuten lässt. Teilweise handelt es sich bei diesen Tieren um potenzielle Migranten, die ursprünglich aus einem anderen Teilgebiet stammten. Am klarsten abgegrenzt erscheint das Teilgebiet Nord. Am wenigsten eindeutig ist die Trennung zwischen den Teilgebieten Süd und Baar. Die Cluster wurden nur erkannt, wenn die Funktion „locprior“ gewählt wurde, wenn also die Herkunft der Individuen aus den vier Teilpopulationen dem Programm bekannt war. Dies weist darauf hin, dass die genetische Struktur in den Daten zwar vorhanden ist, aber die Unterschiede nur sehr gering sind.

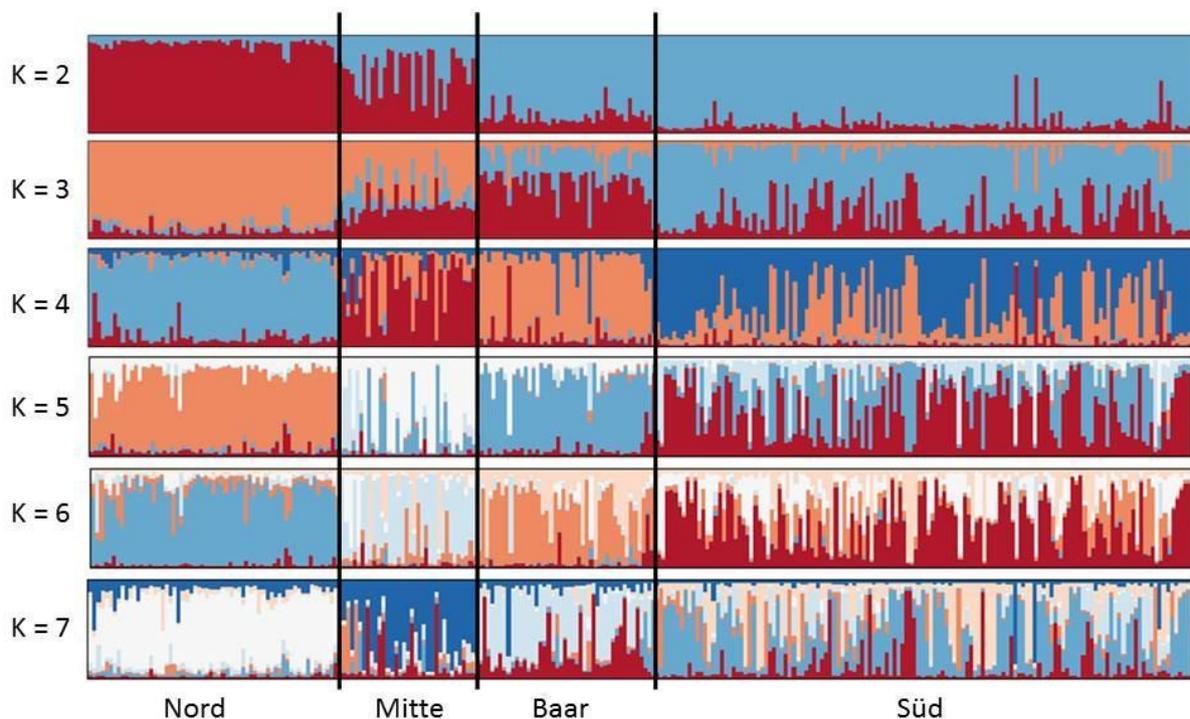


Abbildung 3.13: Graphische Darstellung der Ergebnisse der Structure-Analyse. In verschiedenen Farben wird die Zugehörigkeit jedes Individuums zu einem genetischen Cluster (K) gezeigt.

Ein ähnliches Ergebnis liefert die Principal Coordinates Analysis (PCoA). Stellt man das Ergebnis graphisch dar, verteilen sich die Individuen entlang von zwei Hauptkomponenten, die durch die Analyse ermittelt wurden. Genetische Unterschiede zwischen Teilpopulationen erkennt man daran, dass genetisch ähnliche Individuen eng beieinander dargestellt werden. Mitglieder einer genetischen Gruppe trennen sich so von Individuen anderer genetischer Gruppen. In der PCoA sind zunächst keine Gruppierungen erkennbar (Abbildung 3.14). Individuen aus allen vier Teilgebieten treten gemischt auf, nicht nach Gruppen getrennt. Die ersten beiden Achsen konnten 13,68% der Gesamtvariation erklären (erste Achse: 7,00%, zweite Achse: 6,68%).

Dass dennoch genetische Unterschiede zwischen den vier Teilgebieten vorliegen, ist erkennbar, wenn die genetischen Mittelwerte pro Teilgebiet dargestellt werden (Abbildung 3.15). Diese spannen sich entlang der ersten Achse auf. Ihre Lage entspricht annähernd ihrer geographischen Lage, zwischen den Teilgebieten Nord und Süd liegt Mitte. Das Teilgebiet Baar liegt anders als die geographische Lage vermuten ließe, nah bei dem Teilgebiet Süd.

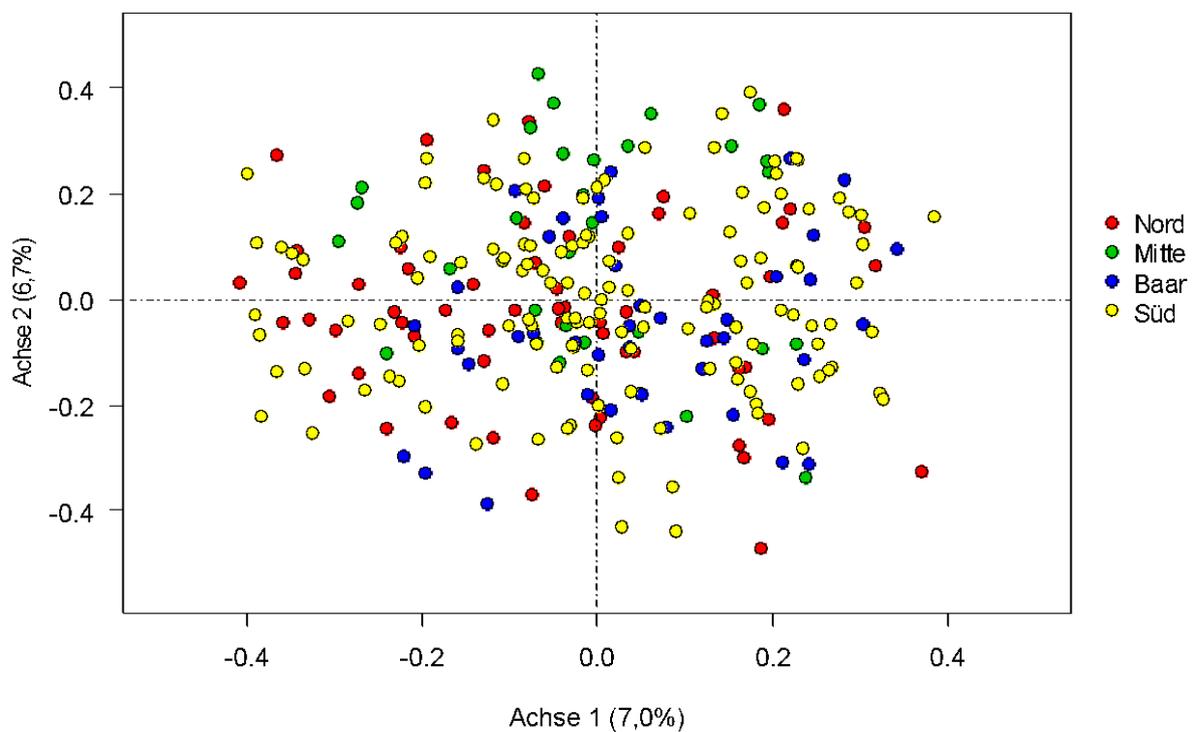


Abbildung 3.14: Ergebnis der Principal Coordinates Analysis (PCoA). Jeder Punkt steht für ein Individuum. Aufgrund der genetischen Unterschiede werden die Individuen entlang von zwei Hauptkomponenten dargestellt. Die Herkunft der Individuen aus den vier Teilgebieten ist farblich dargestellt.

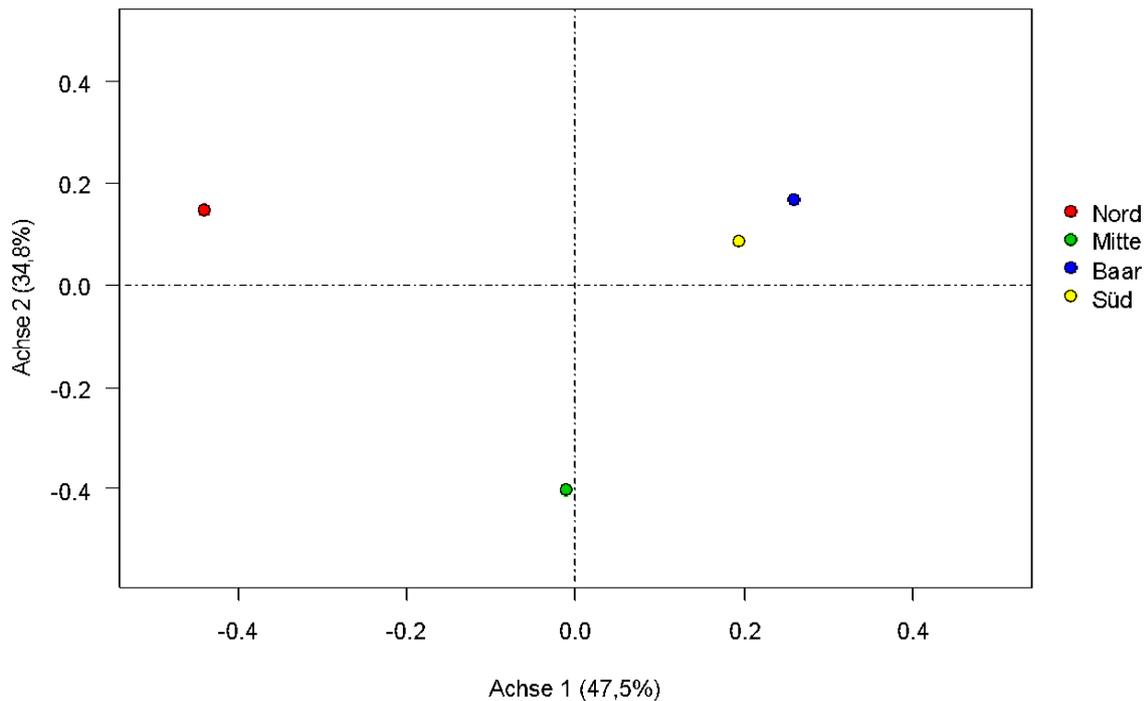


Abbildung 3.15: Ergebnis der Principal Coordinates Analysis (PCoA). Darstellung der mittleren genetischen Distanz pro Teilgebiet.

Populationsdifferenzierung

Die Ergebnisse der AMOVA zeigen, dass nicht nur genetische Unterschiede zwischen den vier Teilgebieten existieren, sondern, dass die genetischen Unterschiede auch signifikant sind (Tabelle 3.17). Durch die AMOVA wurde für jede der drei Hypothesen die genetische Varianz auf die drei Ebenen aufgeteilt: (a) Unterschiede zwischen Individuen innerhalb der vier Teilgebiete, (b) Unterschiede zwischen den vier Teilgebieten und (c) Unterschiede zwischen Gruppierungen der vier Teilgebiete. Für jede der drei Ebenen wurde neben der Varianz ein Fixierungsindex (F-Wert) berechnet, der Werte zwischen 0 (keine Differenzierung) bis 1 (absolute Differenzierung) annehmen kann. Dabei bezieht sich der F_{ST} -Wert auf die Ebene (a) Unterschiede zwischen Individuen innerhalb der vier Teilgebiete, der F_{SC} -Wert auf die Ebene (b) Unterschiede zwischen den vier Teilgebieten und der F_{CT} -Wert auf die Ebene (c) Unterschiede zwischen Gruppierungen der vier Teilgebiete. In allen drei getesteten Hypothesen unterschieden sich die vier Teilgebiete (Ebene b) signifikant, während übergeordnete Gruppierungen (Ebene c) in keiner der Hypothesen nachweisbar waren. Der größte Anteil der genetischen Variation lag jedoch in allen drei Hypothesen zwischen den Individuen innerhalb der Populationen (Ebene a).

Tabelle 3.17: Ergebnisse der AMOVA. * P-Wert < 0,001.**

Hypothese	Ebene	Quelle der Varianz	Freiheitsgrad	% Varianz	F-Statistik
1	c	Zwischen Gruppierungen (Nord),(Mitte, Baar, Süd)	1	1,54	$F_{CT} = 0,015$
	b	Zwischen Teilgebieten	2	2,55	$F_{SC} = 0,026^{***}$
	a	Zwischen Individuen	538	95,91	$F_{ST} = 0,041^{***}$
2	c	Zwischen Gruppierungen (Nord, Mitte), (Baar, Süd)	1	0,99	$F_{CT} = 0,010$
	b	Zwischen Teilgebieten	2	2,71	$F_{SC} = 0,027^{***}$
	a	Zwischen Individuen	538	96,30	$F_{ST} = 0,037^{***}$
3	c	Zwischen Gruppierungen Nord, (Mitte, Baar), Süd	2	0,07	$F_{CT} = 0,001$
	b	Zwischen Teilgebieten	1	3,34	$F_{SC} = 0,033^{***}$
	a	Zwischen Individuen	538	96,59	$F_{ST} = 0,034^{***}$

Die paarweisen F_{ST} -Werte als ein Maß für die genetische Differenzierung zwischen den Teilgebieten lagen zwischen 0,0150 und 0,0363 und waren hoch signifikant (Tabelle 3.18). Im Vergleich mit den historischen Werten nahmen die F_{ST} -Werte zwischen dem Teilgebiet Nord und allen anderen Teilgebieten, sowie der F_{ST} -Wert zwischen den Teilgebieten Mitte und Süd zu.

Tabelle 3.18: Paarweise F_{ST} -Werte zwischen den Teilgebieten historisch und heute. Die Stichprobengröße wurde auf die historische Probenanzahl durch 100maliges zufälliges Ziehen reduziert, die Standardabweichung der 100 Wiederholungen steht in Klammern. Alle Paarungen waren signifikant.

	Nord		Mitte		Baar	
	historisch	heute	historisch	heute	historisch	heute
Mitte	0,015	0,033 (± 0,001)	-	-	-	-
Baar	0,020	0,036 (± 0,003)	0,036	0,028 (± 0,003)	-	-
Süd	0,017	0,032 (± 0,003)	0,007	0,024 (± 0,002)	0,021	0,015 (± 0,003)

Migrationsraten

Die Migrationsraten innerhalb der Teilgebiete waren erwartungsgemäß am höchsten (Abbildung 3.16). Das ist der Anteil an der Population, der innerhalb einer Generation nicht migriert ist, sondern aus dem Teilgebiet selber stammt. Die höchsten Werte bzw. den geringsten Anteil migrierter Individuen hat damit das Teilgebiet Nord. Dementsprechend gering sind auch die Anteile migrierter Individuen aus den anderen Teilgebieten Mitte, Baar und Süd an der Population im Teilgebiet Nord. Der höchste Migrationsanteil an der Population aus Teilgebiet Baar stammte aus Teilgebiet Süd (0,1581). Ein ähnlich hoher Austausch fand zwischen den Teilgebieten Baar und Mitte (0,1548; 0,1447) statt.

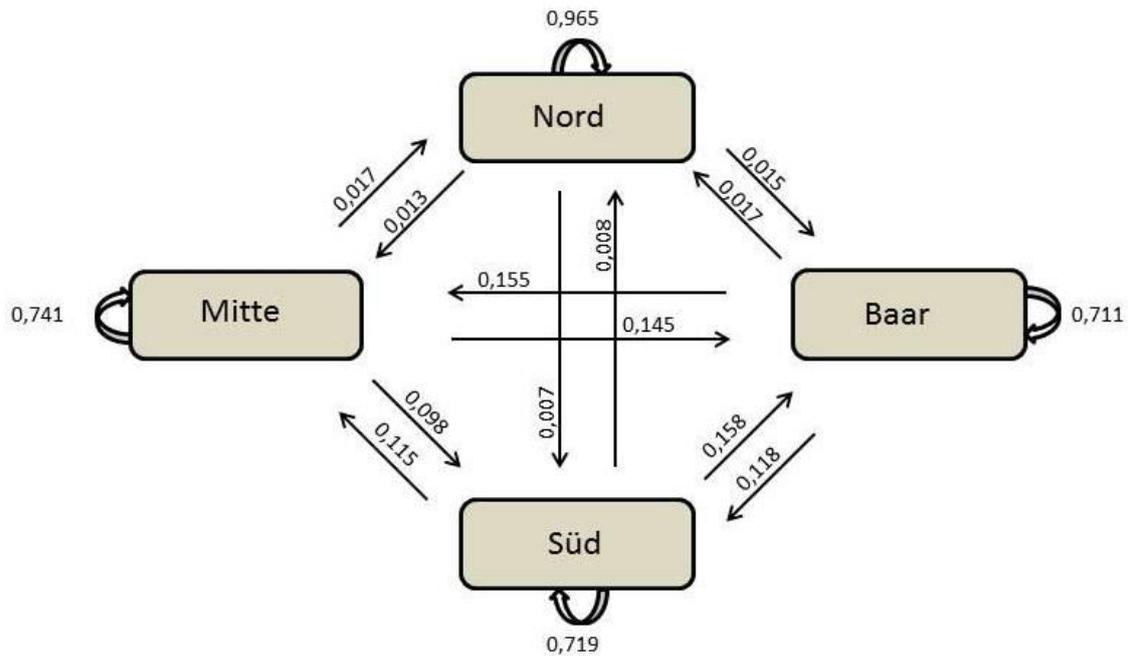


Abbildung 3.16: Graphische Darstellung der Migrationsraten und -richtungen zwischen den Teilgebieten Nord, Mitte, Baar und Süd. Der Anteil der Population, die nicht migrierte, ist für jedes Teilgebiet durch die Zahlen an den gerundeten Pfeilen dargestellt, sie sind erwartungsgemäß am höchsten. Der Anteil migrierter Individuen aus den jeweils anderen Teilgebieten ist entsprechend der Verbindungspfeile zwischen den Teilgebieten ablesbar.

3.5.3 Diskussion

Funktionalität der Korridore

Die Ergebnisse der genetischen Untersuchungen zeigen zunächst, dass generell ein Austausch mindestens zwischen den Teilgebieten Nord und Baar sowie zwischen Baar und Mitte aktuell möglich ist. Einzelne Individuen wurden jeweils in zwei der Teilgebieten zeitlich nachfolgend beprobt, haben also das Teilgebiet gewechselt. Die Distanzen, die sie dabei zurücklegten, sind im Rahmen bekannter Dispersionsdistanzen von Auerhühnern [4, 5]. Die beiden Hähne, die von dem Teilgebiet Nord in die Nähe des Teilgebietes Baar wechselten, legten dabei etwa 50 km Luftlinie zurück und überquerten dabei das Kinzigtal. Topologisch ist das Kinzigtal der breiteste Einschnitt zwischen den Teilgebieten, der darüber hinaus dicht besiedelt und stark von Menschen genutzt wird. Können Auerhähne diese Strecke überwinden, kann davon ausgegangen werden, dass sie auch die geringeren Entfernungen zwischen den anderen verbleibenden Teilgebieten überwinden können. Darauf deuten auch die Ergebnisse der Elternschaftsanalysen hin, die Hinweise auf Eltern-Kind-Beziehungen zwischen benachbarten Teilgebieten geliefert haben. Die Elternschaftsanalysen zeigen, dass direkte Nachkommen einzelner Auerhühner in einem anderen Teilgebiet beprobt wurden als das Elterntier. Das Jungtier muss also das Teilgebiet gewechselt haben. Allerdings sind die Elternschaftsanalysen nicht so zuverlässig, wie die direkten Nachweise. Durch die starke genetische Ähnlichkeit der Auerhühner auf manchen der verwendeten Mikrosatelliten können in der Analyse falsch-positive Beziehungen generiert werden [33]. Durch die mehrfache Wiederholung der Berechnung unter veränderten Bedingungen wurde dem bereits in der Analyse begegnet. Der berechnete Fehler liegt dennoch bei ca. 2%. Unter Berücksichtigung dieser Fehlerquellen, kann dennoch geschlussfolgert werden, dass Einzeltiere zu benachbarten Teilgebieten wechselten, wo sie

zum Zeitpunkt der Beprobung lebten. Ein Austausch zwischen benachbarten Teilgebieten ist demnach aktuell (mindestens innerhalb der aktuellen Generationszeit des Auerhuhns) möglich. Da nicht belegt werden kann, über welche Wege die Auerhühner in andere Teilgebiete gewechselt sind, kann über die Funktionalität der Korridore lediglich eine indirekte Aussage getroffen werden. Für eine direkte Aussage zur Funktionalität müssten Habitatstrukturen auf den Korridoren sowie die landschaftliche Veränderung berücksichtigt werden. Da die Korridore, die auf Grundlage des Datensatzes aus Segelbacher et al. [6] im Jahr 2010 berechnet wurden, Landschaftsstrukturen (z.B. Topografie, Landnutzung, Infrastruktur) berücksichtigen, die den Austausch zwischen den Teilgebieten die günstigsten Bedingungen aufwiesen [2], und sich diese Landschaftsstrukturen in den letzten Jahren seit der Berechnung nicht wesentlich geändert haben, kann auch heute davon ausgegangen werden, dass sie nach wie vor die landschaftlich günstigsten Bedingungen aufweisen.

Genetischer Austausch

Allein die Tatsache, dass Individuen Teilgebiete wechselten, sagt aber noch nichts über den genetischen Austausch (den Genfluss) zwischen den Teilgebieten und die resultierende Populationsstruktur aus. In den Analysen zeigte sich, dass sich die Auerhühner der vier Teilgebiete genetisch unterscheiden und diese Differenzierung in den letzten Jahren sogar noch zugenommen hat. Dies ist ein Hinweis darauf, dass weniger Genfluss zwischen den Gebieten stattfindet, welcher der Differenzierung entgegen wirkt. Der Genfluss wird eingeschränkt, wenn zu wenige Auerhühner in ein anderes Teilgebiet wechseln oder sich dort zu wenig an der Reproduktion beteiligen. Differenzierungsprozesse zwischen Teilpopulationen sind generell natürliche Vorgänge, die zu regionalen Anpassungen führen können [34]. Kritisch zu bewerten sind Differenzierungsprozesse erst dann, wenn die isolierten Teilpopulationen eine überlebensfähige Mindestgröße unterschreiten und genetisch verarmen [10]. Im Falle des Auerhuhns wird die überlebensfähige Mindestgröße auf etwa 500 Tiere geschätzt [35]. Im Schwarzwald wird diese Populationsgröße von keiner der Teilgebiete erreicht, sondern kann nur durch eine gemeinsame Metapopulation gewährleistet werden. Ein zentrales Element einer funktionierenden Metapopulation ist jedoch der gegenseitige oder einseitige Genfluss bzw. Individuenaustausch [36].

Es sind mehrere Gründe denkbar, warum der Genfluss zwischen den Teilgebieten im Vergleich zu früheren Jahren [6] abgenommen hat. Zum einen könnten die Korridore für die Auerhühner schwererpassierbar geworden sein. Eine generelle Unpassierbarkeit kann, wie oben ausgeführt, jedoch ausgeschlossen werden. Dennoch könnten die Korridore in der Zwischenzeit trotz ihrer landschaftlichen Eignung an kleinräumig geeigneten Habitatstrukturen (Waldstrukturen) verloren haben oder einem erhöhten Prädationsdruck ausgesetzt sein, so dass von vornherein weniger Tiere eine Auswanderung antreten oder weniger Tiere die geeigneten Teilgebiete erreichen. Über die Qualität der Korridore kann in dieser Untersuchung keine Aussage getroffen werden. Ein anderer Aspekt, der den geringeren Austausch zwischen den Teilgebieten begünstigt, ist der generelle Populationsrückgang des Auerhuhns im Schwarzwald [3]. Bei geringem Reproduktionserfolg (weil wenige Alttiere vorhanden sind oder die Küken nicht überleben) sind auch wenige Jungtiere vorhanden, die das Teilgebiet wechseln könnten. Zudem bestände kaum Grund zur Auswanderung für diese Jungtiere, wenn die Populationsdichte gering ist und genügend Ressourcen für eine dauerhafte Ansiedlung vorhanden sind. Durch beide Aspekte, das Sterben von Alttieren (mit eventuell geringem Reproduktionserfolg) und einen verringerten Migrationsdruck durch Jungtiere, wird der Differenzierungsprozess verstärkt.

3.5.4 Literatur

1. Segelbacher G, Höglund J, Storch I (2003) From connectivity to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. *Molecular Ecology*. 12: 1773-1780.
2. Braunisch V, Segelbacher G, Hirzel AH (2010) Modelling functional landscape connectivity from genetic population structure: a new spatially explicit approach. *Molecular Ecology*. 19: 3664-3678.
3. Coppes J, Ehlacher J, Müller G, Roth K, Schroth K-E, Braunisch V, et al. (2016) Rückgang von Bestand und Verbreitung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* im Schwarzwald. *Der Ornithologische Beobachter*. 113: 235-248.
4. Storch I, Segelbacher G (2000) Genetic correlates of spatial population structure in central European capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T. tetrix*: a project in progress. *Wildlife Biology*. 6: 305-310.
5. Foletti F. Non-invasive genetic monitoring of capercaillie in the wild: individual tracking and breeding success [Masterarbeit]: University of Fribourg; 2014.
6. Segelbacher G, Manel S, Tomiuk J (2008) Temporal and spatial analyses disclose consequences of habitat fragmentation on the genetic diversity in capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Molecular Ecology*. 17: 2356-2367.
7. Grimm V, Storch I (2000) Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildlife Biology*. 6: 219-225.
8. Frankham R (2005) Genetics and extinction. *Biological Conservation*. 126: 131-140.
9. Hartl D, Clark A (1997) Principles of Population Genetics. 3rd Ed Sinauer, Sunderland MA.
10. Spielman D, Brook BW, Frankham R (2004) Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 101: 15261-15264.
11. Broquet T, Menard N, Petit E (2007) Noninvasive population genetics: a review of sample source, diet, fragment length and microsatellite motif effects on amplification success and genotyping error rates. *Conservation Genetics*. 8: 249-260.
12. Müller B. Developing optimal non-invasive sampling strategies for estimating population size in capercaillie (*Tetrao urogallus*) [Masterthesis]: Albert-Ludwigs-Universität Freiburg; 2015.
13. Kahn NW, St. John J, Quin TW (1998) Chromosome-specific Intron Size Differences in the Avian CHD Gene Provide an Efficient Method for Sex Identification in Birds. *The Auk*. 115: 1074-1078.
14. Li YC, Korol AB, Fahima T, Nevo E (2004) Microsatellites within genes: Structure, function, and evolution. *Molecular Biology and Evolution*. 21: 991-1007.
15. Selkoe KA, Toonen RJ (2006) Microsatellites for ecologists: a practical guide to using and evaluating microsatellite markers. *Ecology Letters*. 9: 615-629.
16. Jacob G, Debrunner R, Gugerli F, Schmid B, Bollmann K (2009) Field surveys of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the Swiss Alps underestimated local abundance of the species as revealed by genetic analyses of non-invasive samples. *Conservation Genetics*. 11: 33-44.
17. Segelbacher G, Paxton RJ, Steinbrück G, Trontelj P, Storch I (2000) Characterization of microsatellites in capercaillie *Tetrao urogallus* (AVES). *Molecular Ecology*. 9: 1934-1935.
18. Piertney SB, Höglund J (2001) Polymorphic microsatellite DNA markers in black grouse (*Tetrao tetrix*). *Molecular Ecology Notes*. 1: 303-304.
19. Navidi W, Arnheim N, Waterman MS (1992) A multiple-tubes approach for accurate genotyping of very small DNA samples by using PCR: statistical considerations. *American journal of human genetics*. 50: 347-359.
20. Taberlet P, Luikart G (1999) Non-invasive genetic sampling and individual identification. *Biological Journal of the Linnean Society*. 68: 41-55.
21. van Oosterhout C, Hutchinson WF (2004) MICRO-CHECKER: Software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes*. 4 (3): 535-538.
22. Peakall R, Smouse PE (2006) GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*. 6: 288-295.
23. Jones TW, Wang C (2010) COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology Resources*. 10: 551-555.

24. Kalinowski ST, Taper ML, Marshall TC (2007) Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. *Molecular Ecology*. 16: 1099-1106.
25. Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*. 155: 945-959.
26. Jakobsson M, Rosenberg NA (2007) CLUMPP: a cluster matching and permutation program for dealing with label switching and multimodality in analysis of population structure. *Bioinformatics*. 23(14): 1801-1806.
27. Rosenberg NA (2003) distruct: a program for the graphical display of population structure. *Molecular Ecology Notes*. 4: 137-138.
28. Earl DA, vonHoldt BM (2011) STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources*. 4: 359-361.
29. Excoffier L, Laval G, Schneider S (2005) Arlequin (version 3.0): an integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary bioinformatics online*. 1: 47-50.
30. Weir BS, Cockerham CC (1984) Estimating F-Statistics for the Analysis of Population-Structure. *Evolution*. 38: 1358-1370.
31. Goudet J (2005) HIERFSTAT, a package for R to compute and test hierarchical F-statistics. *Molecular Ecology Notes*. 5: 184-186.
32. Wilson GA, Rannala B (2003) Bayesian inference of recent migration rates using multilocus genotypes. *Genetics*. 163: 1177-1191.
33. Wang J (2016) Individual identification from genetic marker data: developments and accuracy comparisons of methods. *Molecular Ecology Resources*. 16: 163-175.
34. Kawecki TJ, Ebert D (2004) Conceptual issues in local adaptation. *Ecology Letters*. 7: 1225-1241.
35. Grimm V, Storch I (2000) Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildlife Biology*. 6: 219-225.
36. Hanski I (1998) Metapopulation dynamics. *Nature*. 396: 41-49.

4 Synthese

Autoren und Autorinnen: Coppes, J., Bollmann, K., Braunisch, V., Fiedler, W., Grünsachner-Berger, V., Mollet, P., Nopp-Mayr, U., Schroth, K-E., Storch, I., Suchant, R.

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Literatur-Recherche sowie der verschiedenen Forschungsmodule aus den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten gemeinsam betrachtet und in ihrer Summe bewertet.

Einfluss von Windenergieanlagen auf Auerhühner

Die systematische Literatur-Recherche hat eine Vielzahl an potentiellen Wirkungen von WEA auf Raufußhühner aufgezeigt (v.a. Änderungen im Raum-Zeit-Verhalten). **Kollisionen** von Raufußhühnern, darunter auch von Auerhühnern, mit den Türmen von WEA sind vielfach belegt [1, 2]. Warum die Vögel mit den Türmen kollidieren, bleibt weiterhin unklar. Möglicherweise passiert dies bei Witterungsbedingungen mit schlechter Sicht (z.B. Nebel). Beim verwandten Moorschneehuhn wurde aber auch beobachtet, dass Fluchtreaktionen sogar bei guten Witterungs- und Sichtbedingungen zu Kollisionen mit dem Turm einer WEA führten [8]. Indizien deuten darauf hin, dass ein dunkler Anstrich der Türme das Kollisionsrisiko verringern könnte (T. Nygård, pers. Mitt.). Beim Auerhuhn gibt es bisher weder systematische Erhebungen zur Häufigkeit von Kollisionsopfern mit WEA, noch Erfahrungen, inwieweit die Turmfarbe das Kollisionsrisiko mindert. Daher bleibt ungeklärt, wie häufig bzw. wie viele Auerhühner mit WEA kollidieren. Bei einem Neubau von WEA in Auerhuhn-Vorkommensgebieten muss also in jedem Fall berücksichtigt werden, dass Auerhühner mit WEA kollidieren können.

Der Einfluss von WEA auf das **Raum-Zeit-Verhalten** von Auerhühnern wurde mit zwei unterschiedlichen Methoden untersucht. Sowohl die systematische Suche nach indirekten Auerhuhn-Nachweisen [9-12], als auch die Besenderung von Auerhühnern [13-15] sind etablierte Methoden, um Habitatwahl und Raumnutzung zu erfassen. Über die Verteilung von indirekten Nachweisen auf insgesamt 5124 Stichprobenflächen in sechs Untersuchungsgebieten und die Raumwahl von 18 besenderten Auerhühnern in Schweden konnte ein Einfluss von WEA auf das Raum-Zeit-Verhalten der Auerhühner nachgewiesen werden. Die Ergebnisse zeigen, dass Auerhühner von WEA beeinflusste Bereiche weniger nutzen als andere Bereiche mit vergleichbarer Habitateignung. Aufgrund der hohen Korrelation von Entfernung zur WEA, Schattenwurf, Schallemission und Sichtbarkeit konnte nicht abschließend geklärt werden, welche Einflussgröße oder welche Kombination diese Effekte verursachen. Es ist daher möglich, dass das Raum-Zeit-Verhalten der Tiere durch Schallemissionen, Schattenwurf, die Sichtbarkeit der WEA und ihrer sich drehenden Rotorblätter oder durch andere, von WEA verursachte Faktoren beeinflusst wird.

Im Weiteren gehen wir vorrangig auf den Prädiktor „Entfernung zur WEA“ ein, weil dieser als zentrale Einflussgröße, auch für den praktischen Umgang mit WEA in Auerhuhn-Lebensräumen, am einfachsten zu berücksichtigen ist (z.B. in Planungs- und Genehmigungsverfahren). Mit Hilfe der systematischen Kartierung von indirekten Nachweisen konnte in sechs Untersuchungsgebieten festgestellt werden, dass die Nutzung einer Fläche durch die Tiere geringer war, je näher die Fläche an der WEA lag. Dieser Effekt war bis zu einer Entfernung von 650 m nachweisbar. Die besenderten Tiere im schwedischen Untersuchungsgebiet nutzten Flächen bis zu einer Entfernung von 850 m um

eine WEA weniger intensiv, als weiter entfernt liegende Flächen. Dabei beziehen sich die Ergebnisse der Telemetrie-Daten auf die Raumnutzung einzelner Individuen, die indirekten Nachweise dagegen auf die Nutzungsdichte der gesamten Population. Obwohl die Methoden sehr unterschiedlich sind, liegen die Distanzeffekte in einer vergleichbaren Größenordnung. Auch die mit den unterschiedlichen Methoden gefundenen Effekte von Schattenwurf und Schallemission waren in ihrer Größenordnung ähnlich.

Die distanzabhängige **Beeinträchtigung der Lebensraumnutzung** von Auerhühnern in der Umgebung von WEA ist ein konsistentes Ergebnis in allen Untersuchungsgebieten. Daraus kann abgeleitet werden, dass die Lebensräume um WEA den Auerhühnern nicht mehr unbeeinträchtigt zur Verfügung stehen. Die Beeinträchtigung der Lebensraumnutzung durch WEA wurde auch in Untersuchungsgebieten gefunden, in denen die WEA schon seit längerer Zeit stehen. Daher ist davon auszugehen, dass die Beeinträchtigung nicht nur kurzfristig wirkt (z.B. durch Störung während oder direkt nach der Bauphase), sondern auch langfristig. Die Tiere scheinen sich über Jahre hinweg nicht an die Präsenz der WEA zu gewöhnen.

Obwohl Auerhühner WEA-nahe Flächen weniger nutzten, konnten wir zwischen Flächen mit und ohne WEA keine signifikante Unterschiede in der Auerhuhn-Nachweisdichte der Gesamtfläche feststellen. Zwar gab es im Vergleich mit den Referenzflächen niedrigeren Nachweisraten in den WEA-Flächen, der Unterschied war jedoch nicht signifikant. Dies könnte darauf hindeuten, dass möglicherweise ein Effekt von WEA auf die Auerhuhn-Nachweisdichte vorlag, dieser aber aufgrund der geringen Stichprobengröße (N=4 Gebiete) und der großen Unterschiede bei den Fundraten zwischen den Gebieten und Jahren nicht eindeutig nachgewiesen werden konnte. Auch wenn dies nicht statistisch abgesichert werden kann, ist davon auszugehen, dass die nachgewiesene Beeinträchtigung der Habitatnutzung durch die WEA zu einer geringeren Auerhuhn-Nachweisdichte führen kann. Die Nachweisbarkeit solcher Effekte dürfte stark mit der Lebensraumeignung, der Gesamtfläche, auch außerhalb der durch die WEA beeinträchtigten Bereiche, und der Auerhuhn-Nachweisdichte in der weiteren Umgebung zusammenhängen. Gibt es genügend geeigneten Lebensraum außerhalb der beeinträchtigten Bereiche, ist es eher unwahrscheinlich, dass die Auerhuhn-Nachweisdichte in der weiteren Umgebung durch den Bau oder die Anwesenheit einer WEA negativ beeinflusst wird. Falls WEA allerdings in Gebieten errichtet werden, die nur kleinräumig geeigneten Lebensraum bieten (z.B. aufgrund der Topographie), ist es wahrscheinlicher, dass die Beeinträchtigung des Lebensraumes im Nahbereich der WEA auch Auswirkungen auf die Auerhuhn-Nachweisdichte des Gesamtgebiets haben kann.

Im Hinblick auf eine mögliche Kompensation der durch die WEA verursachten, negativen Effekte zeigen die Ergebnisse, dass die Beeinträchtigung durch die WEA nicht auf der gleichen Fläche ausgeglichen werden kann, da die Meidung von WEA unabhängig von der Lebensraumqualität ist. Die Besenderung von Auerhühnern hat zudem gezeigt, dass Lebensräume weniger genutzt werden, je näher sie an den Zufahrtswegen von WEA liegen. Dies weist auf eine weitere, indirekte Beeinträchtigung der Vögel hin, die durch die begleitende Infrastruktur (z.B. Zuwegungen) verursacht wird.

Für die Bewertung von Einflüssen der WEA auf den **Reproduktionserfolg** ist es im Rahmen des Projektes nur in dem Untersuchungsgebiet in Schweden gelungen, eine ausreichende Datengrundlage zu erheben. Die Ergebnisse dieses Forschungsmoduls beziehen sich daher nur auf dieses Gebiet. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gebiete ist ohne weitere Untersuchungen wissenschaftlich nicht abgesichert. Der Index für den Reproduktionserfolg (Anzahl Küken pro Henne) war in den drei Untersuchungsjahren im schwedischen Windpark Jädraås gleich oder höher als in der Referenzfläche ohne WEA. Somit konnte in diesem Untersuchungsgebiet ein Einfluss von WEA auf den Reproduktionserfolg von Auerhühnern nicht nachgewiesen werden. Allerdings konnten in der Auswertung keine Daten aus dem Zeitraum vor dem Bau der WEA berücksichtigt werden. Andere - gebietsbedingte - Effekte auf die Reproduktionsrate sind daher nicht auszuschließen.

Die Analyse von Stresshormonabbauprodukten aus 579 Auerhuhnkotproben aus fünf Untersuchungsgebieten ergab keine Hinweise darauf, dass WEA zu einer Erhöhung des **Stresshormonlevels** bei Auerhühnern führen. Da das Stresshormonlevel eines Tieres durch eine Vielzahl von Umweltfaktoren und körperlichen Reaktionen beeinflusst wird, ist die natürliche Variation in solchen Daten sehr hoch. Diese ist bei Auerhühnern auch auf individuelle Unterschiede zurückzuführen. Da die Proben nicht einzelnen Individuen zugeordnet werden konnten, war es in den Analysen nicht möglich, die individuellen Unterschiede zu berücksichtigen. Deshalb sind die Ergebnisse mit dieser Einschränkung zu betrachten.

Zusammenfassend kann aus den Ergebnissen des Forschungsprojektes abgeleitet werden, dass beim Bau von WEA in auerhuhnrelevanten Gebieten die folgenden Auswirkungen von WEA auf die Tiere beachtet werden müssen:

- Kollisionsgefahr
- Beeinträchtigung der Nutzbarkeit des Lebensraums im Umkreis der WEA
- Beeinträchtigung der Nutzbarkeit des Lebensraums durch begleitende Infrastruktur (z.B. Wege)

Populationsverbund

Im Modul „Populationsverbund“ wurde die aktuelle Situation des Populationsverbundes im Schwarzwald bewertet; eine Untersuchung zum Einfluss von WEA auf den aktuell stattfindenden Austausch von Auerhühnern zwischen Teilpopulationen war methodisch nicht möglich. Mit den gewonnenen Erkenntnissen können darum keine generellen Aussagen zum Einfluss von WEA auf den Populationsverbund oder auf die Funktionalität von Trittsteinen oder Korridoren gemacht werden. Mit Hilfe von genetischen Analysen von Kotproben konnte nachgewiesen werden, dass Auerhühner im Schwarzwald große Strecken zurücklegen (>50 km Luftlinie) und zwischen den einzelnen Teilgebieten der Population wechseln können. Es wurden unter anderem Bewegungen über das Kinzigtal hinweg gefunden und damit über den topographisch tiefsten und breitesten Einschnitt des Schwarzwaldes. Zusätzlich geben die Ergebnisse der Elternschaftsanalysen Hinweise auf Eltern-Kind-Beziehungen zwischen benachbarten Teilgebieten der Population. Ein Austausch zwischen den Teilgebieten ist demnach nach wie vor gegeben. Allerdings beleuchten die genetischen Untersuchungen den Austausch zwischen Teilpopulationen in der jüngeren Vergangenheit. Ob und wie dieser Verbund in Zukunft funktioniert, kann daraus nicht abgeleitet werden. Beim Blick zurück hat sich bei den Analysen aber bereits gezeigt, dass sich die Auerhühner in den vier Teilgebieten genetisch unterscheiden und diese Differenzierung in den letzten Jahren zugenommen hat. Dies ist ein Hinweis darauf, dass der Genfluss zwischen den Teilgebieten nicht sehr intensiv ist. Dies kann entweder dadurch verursacht sein, dass nur wenige Individuen zwischen den Teilgebieten wechseln oder sich in einem Teilgebiet nur wenige Tiere an der Reproduktion beteiligen. Beides kann mit dem aktuellen Rückgang der Auerhuhnpopulation oder veränderten Bedingungen auf den Korridoren zwischen den Teilgebieten zusammenhängen.

Die durch einen geringen Genfluss bedingten Differenzierungsprozesse sind nicht generell negativ zu bewerten. Der geringe Genfluss kann aber kritisch sein, wenn, wie beim Auerhuhn im Schwarzwald, die Teilpopulationen zu klein sind, um alleine die Größe einer überlebensfähigen Population zu erreichen. Um den Austausch zwischen Teilpopulationen auch in Zukunft zu ermöglichen, bzw. nicht zu behindern, sollten die Korridore einerseits genügend geeigneten Lebensraum aufweisen, andererseits sollten alle Faktoren, die potentielle Gefährdungen darstellen oder die Raumnutzung der Tiere einschränken, vermieden werden.

Literatur

1. González MA (2018) Female Cantabrian capercaillie dead by collision with wind turbine. *Grouse News*. 55: 15-17.
2. Langgemach T, Dürr T (2019) Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. - Stand 07. Januar 2019.
https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/vsw_dokwind_voegel.pdf.
3. Baines D, Summers RW (1997) Assessment of bird collisions with deer fences in Scottish forests. *Journal of Applied Ecology*. 34: 941-948.
4. Baines D, Andrew M (2003) Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse. *Biological conservation*. 110: 169-176.
5. Bevanger K, Brøseth H (2004) Impact of power lines on bird mortality in a subalpine area. *Animal Biodiversity and Conservation*. 27: 67-77.
6. Bevanger K. Estimating bird mortality caused by collision with power lines and electrocution; a review of methodology. In: Ferrer M, Janss GFE, editors. *Birds and power lines*. Madrid: Quercus; 1999. 29-56.
7. Nopp-Mayr U, Zohmann M, Kranabittl T, Grünschachner-Berger V (2016) Kollisionen von Raufußhühnern an Freileitungen und Liften in Österreich (Collision mortality of Austrian tetraonids). BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 21. Universität für Bodenkultur Wien. ISSN 1021-3252, ISBN978-3-900932-43-5.
8. Falkdalen U, Falkdalen Lindahl L, Nygård T (2013) Pre- and post construction studies on the effects on birds at Storrún wind farm in the mountain-region of Jämtland, Sweden. *Vindval Report 6574*. 138 pp.
9. Storch I (2002) On spatial resolution in habitat models: can small-scale forest structure explain capercaillie numbers? *Conservation Ecology*. 6: 25 p.
10. Poggenburg C, Nopp-Mayr U, Coppes J (2018) Shit happens ... and persists: decay dynamics of capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) droppings under natural and artificial conditions. *European Journal of Wildlife Research*. 64. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1187-9>.
11. Coppes J, Nopp-Mayr U, Grünschachner-Berger V, Storch I, Suchant R, Braunisch V (2018) Habitat suitability modulates the response of wildlife to human recreation. *Biological conservation*. 227: 56-64.
12. Zohmann M, Immitzer M, Wöss M, Gossow H, Nopp-Mayr U (2014) Modelling habitat use of *Tetrao urogallus* L. in Austria for conservation issues. *Journal for Nature Conservation*. 22: 223-234.
13. Storch I (1993) Patterns and strategies of winter habitat selection in alpine capercaillie. *Ecography*. 16: 351-359.
14. Storch I (1995) Annual home ranges and spacing patterns of capercaillie in Central Europe. *Journal of Wildlife Management*. 59: 392-400.
15. Coppes J, Ehrlacher J, Thiel D, Suchant R, Braunisch V (2017) Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. *Journal Avian Biology*. 48: 1583-1594.

5 Anhang

5.1 Artikel: Dramatischer Rückgang der Auerhuhnpopulation im Schwarzwald

Erschienen in die „Vogelwarte“, Band 57, Heft 2: 115-122

Coppes, J., Ehrlacher, J., Müller, G., Roth, K., Schroth, K-E., Förschler, M., Braunisch, V., Suchant, R.

http://www.do-g.de/fileadmin/Vogelwarte_57_2019-2_DO-G.pdf

Zusammenfassung

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) gilt als Indikator artenreicher, lichter, von Nadelbäumen dominierter Wälder und besiedelt weltweit noch ein großes Areal. In West- und Mitteleuropa sind allerdings viele Verbreitungsgebiete isoliert und meist auf (Mittel-) Gebirgszüge begrenzt, viele Populationen sind bereits verschwunden oder stark zurückgegangen. Im Schwarzwald, Südwest-Deutschland, wurde die Auerhuhn-Population erstmals 1971 mittels flächendeckender Balzplatzzählungen geschätzt. Seit 1983 wurden diese Zählungen jährlich durchgeführt und dokumentiert. Zudem wurden seit 1988 im 5-Jahres Turnus alle Auerhuhn-Nachweise zusammengetragen um das Verbreitungsgebiet der Art zu bestimmen. Über den gesamten Erfassungszeitraum ist ein dramatisch negativer Populationstrend zu verzeichnen: Die Zahl balzender Hähne sank von 570 Hähnen im Jahr 1971 auf nur noch 167 Hähne im Frühjahr 2018. Die seit 1993 räumlich erfassten Daten zeigen, dass der stärkste Rückgang im Baarschwarzwald (von 48 Hähnen 1993 auf 8 Hähne 2018) und im Südschwarzwald (von 160 Hähnen 1993 auf 26 Hähne 2018) stattfand. Die Teilpopulation im Mittleren Schwarzwald blieb mit 11 Hähnen relativ stabil. Im Nordschwarzwald nahm die Anzahl der Hähne nach 1993 zunächst zu (von 130 1993 auf 197 2008), um dann wieder abzunehmen (122 Hähne 2018). Auch das Verbreitungsgebiet des Auerhuhns im Schwarzwald wurde deutlich kleiner: es schrumpfte von 606 km² im Zeitraum zwischen 1989 und 1993 auf 344 km² im Zeitraum zwischen 2014 und 2018. Dieser Verbreitungsrückgang erfolgte in allen Teilgebieten, der größte Rückgang fand jedoch im Baarschwarzwald statt. Mögliche Rückgangsursachen sind eine Verschlechterung der Lebensraumbedingungen durch Verdunkelung und Vorratsanreicherung der Wälder aufgrund veränderter forstwirtschaftlicher Nutzung, eine Zunahme an Prädatoren, der Klimawandel und eine stetige Zunahme anthropogener Störungen.

1. Einleitung

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), das größte Raufußhuhn Europas, gilt als Indikatorart lichter, strukturreicher Nadel-Mischwälder mit einer vielfältigen Kraut- und Strauchschicht, idealerweise mit Vorkommen von Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*; [1-4]. Das Verbreitungsareal dieser Waldvögel erstreckt sich über große Teile Sibiriens und Skandinaviens bis hin zu Vorkommen in Spanien und Griechenland [5, 6]. In Deutschland profitierten Auerhühner lange Zeit von der jahrhundertelangen intensiven Nutzung der Wälder, da hierdurch großflächig lichte Lebensräume mit optimalen Habitatbedingungen geschaffen wurden; heute jedoch kommen Auerhühner nur noch in wenigen ihrer früheren Verbreitungsgebiete vor und viele Populationen sind erloschen [7, 8]. Während es im Bayerischen Wald und Böhmerwald, an der deutsch-tschechischen Grenze, eine

aktuell stabile Auerhuhnpopulation gibt [9], sind in den meisten anderen Vorkommensgebieten die Populationstrends unklar (z.B. Bayerische Alpen, [10]) oder rückläufig (z.B. Fichtelgebirge, [11]), was zu vielen Bemühungen zum Erhalt der lokalen Populationen geführt hat. So gab es seit den 1970er Jahren viele (meist erfolglose) Versuche, in Deutschland Auerhühner auszuwildern, entweder in Form von Bestandsstützungen oder Wiederansiedlungsprogrammen [12, 13]. In Deutschland gilt das Auerhuhn als „streng geschützte Art“ (BNatSchG §7 (2) Nr. 13) und ist in Kategorie 1 („vom Aussterben bedroht“) der Roten Listen der Brutvögel Deutschlands und Baden-Württembergs gelistet [14, 15].

Auch im Schwarzwald profitierte die Auerhuhnpopulation im 18. und 19. Jahrhundert von der intensiven Nutzung des Waldes [16]. Die höchsten Auerhuhn-Bestände im Schwarzwald wurden um die Jahrhundertwende (1900) gemeldet. Damals wurde der Bestand auf 3.800 balzende Hähne geschätzt [16]. Veränderungen in der forstwirtschaftlichen Nutzung führten allerdings in der Folge zu immer mehr Holzvorrat im Schwarzwald, wodurch die Wälder zunehmend dunkler wurden [17]. Die Auerhuhnpopulation ging im 20. Jahrhundert daher stark zurück [18] und um 1950 wurde der Bestand im Schwarzwald auf nur noch 1.200-1.300 balzende Hähne geschätzt [16]. Im Jahr 1971 wurden erstmals genauere Balzplatzzählungen im gesamten Schwarzwald durchgeführt; hierbei wurden insgesamt 570 balzende Hähne gezählt [19]. Seit 1983 werden diese Zählungen jährlich durchgeführt, zudem wurden seit 1988 im 5-Jahres Turnus alle verfügbaren Auerhuhn-Nachweise aus verschiedenen Quellen zusammengetragen, um das Verbreitungsgebiet der Art zu kartieren [20]. In den 80er Jahren wurden im Nordschwarzwald im Rahmen eines Auswilderungsprojekts insgesamt 59 Zuchtvögel freigelassen [21, 22], im Mittleren Schwarzwald, bei Schramberg, wurden über 23 Jahre insgesamt 436 gezüchtete Auerhühner zur Bestandesstützung ausgewildert [23, 24]. Man geht aber davon aus, dass diese Maßnahmen erfolglos blieben [12], da die Zuchtvögel in der Regel nur eine kurze Überlebensdauer im Freiland hatten [21]. Die Balzplatzzählungen zeigten seit den 1980er Jahren einen weiteren Rückgang des Auerhuhns im Schwarzwald, wobei zeitgleich auch das Verbreitungsgebiet immer kleiner wurde [25]. Auf Grundlage der aktuellen Ergebnisse der letzten Balzplatzzählungen 2018 sowie der zeitgleichen Kartierung des Verbreitungsgebiets zeigen und diskutieren wir hier 1) den Populationstrend und 2) die Entwicklung des Verbreitungsgebietes im Schwarzwald.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet dieser Studie umfasst den gesamten Schwarzwald (Baden-Württemberg, Südwest-Deutschland), definiert durch die Wuchsgebiete „Schwarzwald“ und „Baar-Wutach“ [26]. Der Schwarzwald ist zu 64 % mit Wald bedeckt, überwiegend mit Nadel- und Nadelmischwäldern. Der Wald wird zum Großteil für die Holzproduktion genutzt [27]. Topografisch bedingt wurden vier Teilgebiete der Auerhuhnverbreitung definiert: „Nord“, „Mitte“, „Süd“ und „Baar“ (Abb. 1, eine genauere Beschreibung der Abgrenzung der Teilgebiete findet sich in [25]). Seit 2008 gibt es mit dem „Aktionsplan Auerhuhn“ (APA) ein umfassendes Konzept zur langfristigen Erhaltung und zum Schutz der Auerhuhnpopulation im Schwarzwald, dessen Umsetzung im Staatswald verbindlich ist. Der APA beinhaltet ein detailliertes Flächenkonzept sowie diverse Maßnahmen in den Handlungsfeldern Habitatgestaltung, Jagd, Tourismus, Infrastruktur, Forschung und Öffentlichkeitsarbeit [28].

2.2 Datenerhebung

Balzplatz Monitoring

Für das Jahr 1971 wurde erstmals die Gesamtzahl balzender Auerhähne im Schwarzwald zusammengetragen [19]. Seit 1983 wird jährlich die Anzahl der balzenden Auerhähne an allen bekannten Balzplätzen im Schwarzwald erfasst (von der Auerwildhegegemeinschaft im Regierungsbezirk Freiburg und von den Auerwildhegeringen Freudenstadt und Calw), mit dem Ziel, die minimale Populationsgröße zu schätzen [25]. Die Zählungen werden von örtlichen Revierleitern, Jägern und Ornithologen durchgeführt und die Ergebnisse anschließend von den jeweiligen Hegeringen, der Hegegemeinschaft und der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg (FVA) pro Regierungsbezirk (Freiburg und Karlsruhe) zusammengefasst [25]. Der Regierungsbezirk Freiburg deckt den Südschwarzwald, Mittleren Schwarzwald, Baar-Schwarzwald und den Südwestteil des Nordschwarzwaldes ab; der Regierungsbezirk Karlsruhe umfasst den größeren Restteil des Nordschwarzwaldes (Abb. 1). Zusätzlich wird im 5-Jahres Turnus (1993, 1998, 2003, 2008, 2013, 2018) die Zahl balzender Hähne mit Raumbezug durch die FVA erfasst.

Verbreitungsgebiete

Im gleichen 5-Jahres Turnus werden alle direkten (Sichtung) und indirekten Nachweise (z. B. Federn, Kot oder Trittsiegel) ausgewertet, die im Rahmen des Zufallsmonitorings und systematischer Erhebungen in Teilgebieten oder in Forschungsprojekten zusammengetragen wurden. Zufallsmonitoring bedeutet, dass zufällige Beobachtungen/Funde über die Wildtierbeauftragten (WTB) der Landkreise in die Wildtiermonitoring-Datenbank (www.wildtiermonitoring.de) eingegeben werden. Auf der Basis dieser Daten wird dann das Verbreitungsgebiet abgegrenzt [20, 25]. Flächen werden als Auerhuhn-Verbreitungsgebiet definiert, wenn mindestens drei Nachweise aus den vorhergehenden fünf Jahren vorliegen (die Verbreitung 2018 beruht z. B. auf Nachweisen der Jahre 2014 bis 2018), wobei der Abstand zwischen diesen Nachweisen nicht mehr als 1 km betragen darf. Einzelne Nachweise, die mehr als 1 km vom nächsten Nachweis entfernt liegen, gehen nicht in die Verbreitungsgebietskartierung mit ein, bleiben jedoch als Punktinformationen erhalten [20], um sporadisch genutzte Bereiche oder Dispersionsereignisse von Verbreitungsgebieten zu unterscheiden. Die Abgrenzung eines Verbreitungsgebiets erfolgt entlang

von im Gelände erkennbaren Linien wie Wegen, Wald-Feld-Grenzen oder Fließgewässern [20, 25]. Mit diesen Methoden wurden für die Zeiträume 1989-1993, 1994-1998, 1999-2003, 2004-2008, 2009-2013 und 2014-2018 genaue Abgrenzungen der Auerhuhn-Verbreitung im Schwarzwald erstellt [25].

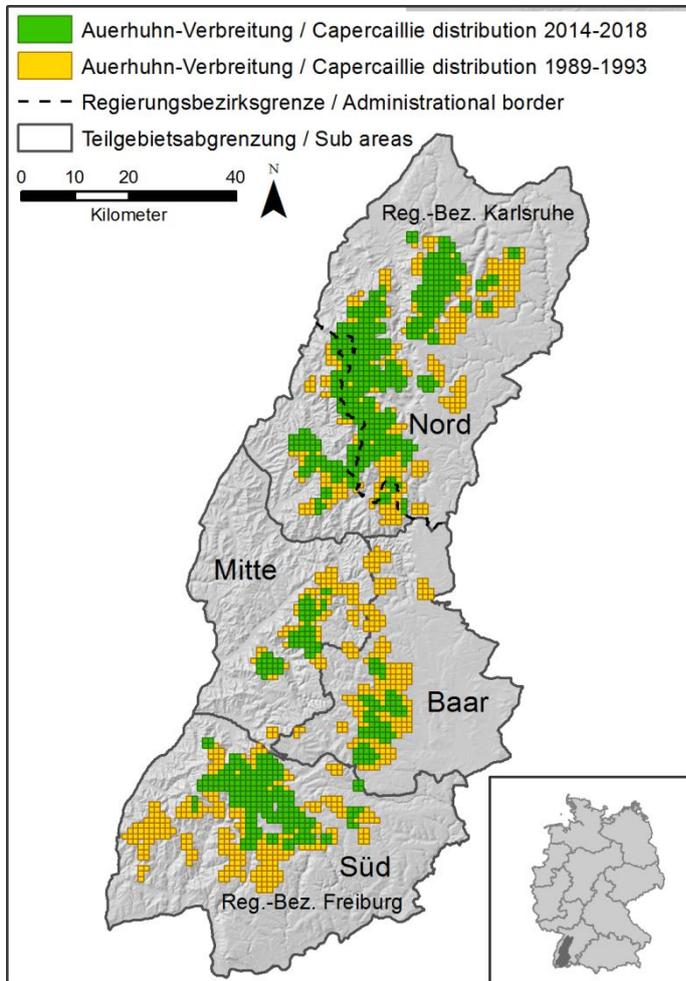


Abb. 1: Lage des Schwarzwaldes in Deutschland (Karte rechts unten) und der Schwarzwald mit den Teilgebieten, der Regierungsbezirksgrenze (Freiburg südlich; Karlsruhe nördlich), dem Auerhuhn-Verbreitungsgebiet (2014-2018, grün, im 1 x 1 km Raster) und den Flächen, die bei der Erfassung 1988-1993 noch besiedelt waren (orange). - *Location of the Black Forest within Germany (inlay map) and the Black Forest with sub areas and the border between the two administrative regions (Freiburg in the south, Karlsruhe in the north) as well as the capercaillie distribution (shown in a 1x1km grid) between 1988-1993 (orange) and 2014-2018 (green).*

3. Ergebnisse

3.1 Populationstrend

Mit Ausnahme des Frühjahrs 2013, in dem aufgrund schlechter Witterungsbedingungen keine vollständige Erfassung möglich war, konnte seit 1983 jedes Jahr die Anzahl balzender Hähne im Schwarzwald erfasst werden (Abb. 2). Für die Fünf-Jahres-Kartierung wurde daher anstelle der Zahl aus dem Jahr 2013 die aus 2012 herangezogen. Im Frühjahr 1971 wurde die höchste Anzahl balzender Hähne erfasst (570), eine Größenordnung, die seit 1983 nie mehr erreicht wurde. Zwischen 1983 und 1995 blieb die Zahl relativ konstant zwischen 448 (1986) und 498 (1994) Hähnen. Ende der 1990er Jahre wurden Jahr für Jahr immer weniger Hähne registriert, mit einem Minimum von 268 Hähnen im Jahr 1999. Bis 2012 fluktuieren die Zahlen zwischen minimal 225 (2003) und maximal 335 (2009) Hähnen. Seit 2012 ist die Population erneut stark rückläufig: im Frühjahr 2018 wurden nur noch 167 Hähne im gesamten Schwarzwald gezählt (Abb. 2).

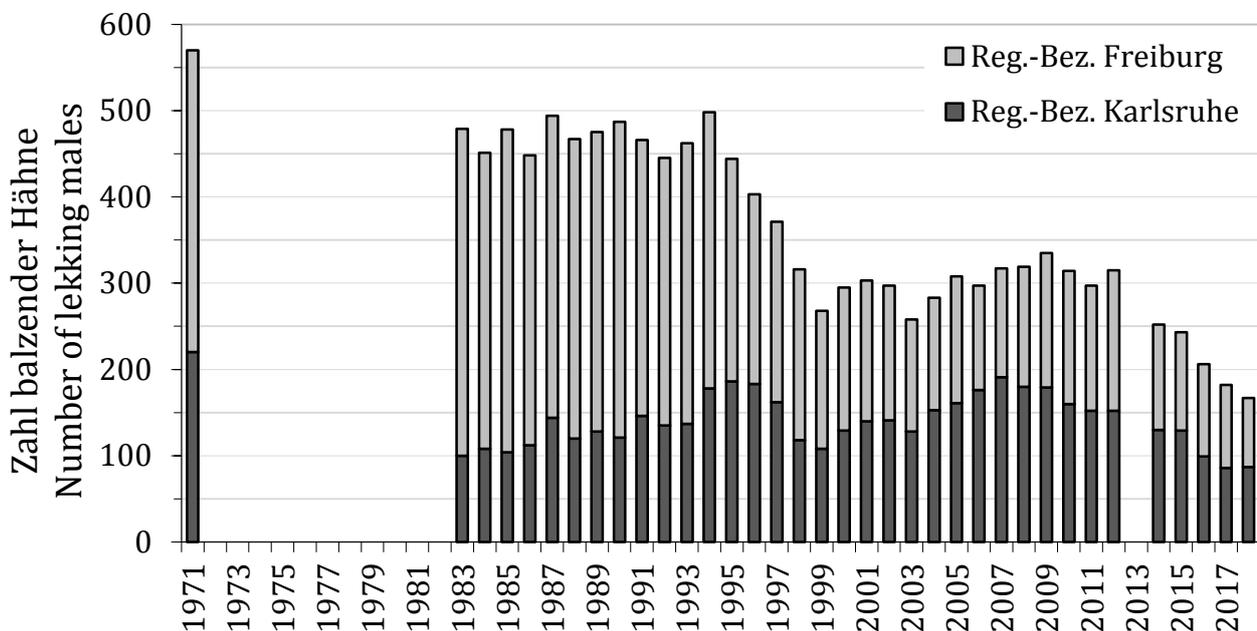


Abb. 2: Die Zahl balzender Hähne pro Jahr, die im Schwarzwald erfasst wurden. Die erste zuverlässige Zählung von 1971 ist als Vergleich dargestellt [19]. Die Daten wurden von der Auerwildhegemeinschaft im Regierungsbezirk Freiburg und den Auerwildhegeringen Freudenstadt und Calw erhoben und von der FVA zusammengetragen. - *Number of capercaillie males counted at lekking sites in the Black Forest per year, shown for the administrative regions "Freiburg" and "Karlsruhe". The result of the first systematic census of 1971 is presented as a reference, since 1983 capercaillie males have been counted yearly. The census is organized by the hunter's associations: "Auerwildhegemeinschaft", "Auerwildhegering Freudenstadt" and "Auerwildhegering Calw".*

Die genauere Betrachtung der Balzplatzzählungsdaten zeigt, dass die Bestandsabnahme nicht gleichmäßig über den Schwarzwald verteilt ist (Abb. 2-3). Seit 1983 scheint die Zahl balzender Hähne im Regierungsbezirk Karlsruhe zu fluktuieren, mit zwei Höchstwerten in den Jahren 1995 (186 Hähne) und 2007 (191 Hähne), jeweils gefolgt von einer Abnahme (Abb. 2-3). Im Regierungsbezirk Freiburg waren die Zahlen der balzenden Auerhähne zwischen 1983 und 1990 relativ konstant (zwischen 379 (1983) und 343 Hähne (1990)), seit 1991 zeigt sich jedoch eine stetige Abnahme mit einem Minimum von 80 Hähnen im Frühjahr 2018 (Abb. 2-3).

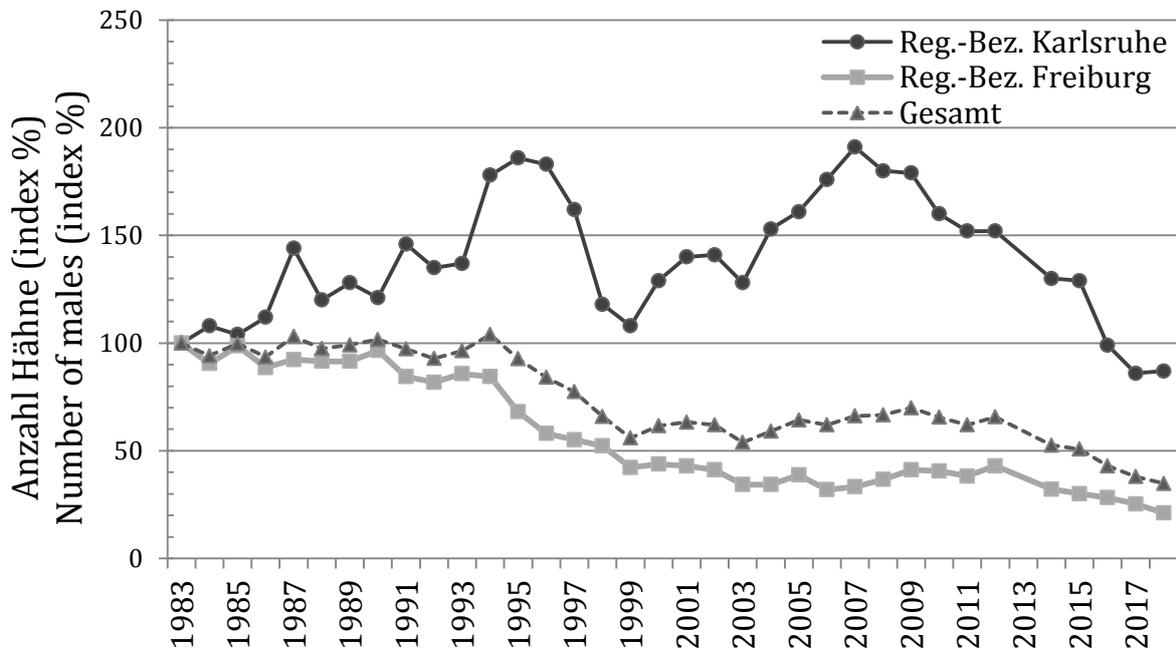


Abb. 3: Die Anzahl balzender Auerhähne als Prozent der Zahl aus dem Jahr 1983, aufgeteilt nach den beiden Regierungsbezirken. Die Zahl aus dem Jahr 1983 wurde gleich 100 % gesetzt. – *The number of lekking males, presented relative (in %) to the numbers counted in 1983, with the counting of 1983 represents 100 %.*

Die fünfjährige Erfassung der balzenden Hähne pro Teilgebiet zeigt noch deutlicher wie sich der Rückgang seit 1993 räumlich verteilt (Abb. 4). Die Ergebnisse im Teilgebiet „Mitte“ sind trotz einer insgesamt relativ niedrigen Zahl von Auerhähnen (zwischen 13 und 11 gezählte Hähne pro Jahr) seit 1993 relativ konstant geblieben. Das Teilgebiet „Nord“ erlebte ab 1993 zuerst eine Zunahme gezählter Hähne (von 130 Hähnen im Jahr 1993 auf 197 Hähne im Jahr 2008), sank aber mit einer Anzahl von 122 Hähnen im Jahr 2018 knapp unter die Zahl von 1993 (Abb. 4). Die Zahlen der Auerhähne in den Teilgebieten „Süd“ und „Baar“ nahmen vergleichsweise am stärksten ab. Im Gebiet „Süd“ ist die Zahl von 160 Hähnen (1993) auf 26 im Frühjahr 2018 gesunken, im Gebiet „Baar“ von 48 Hähnen (1993) auf acht Hähne im Frühjahr 2018 (Abb. 4).

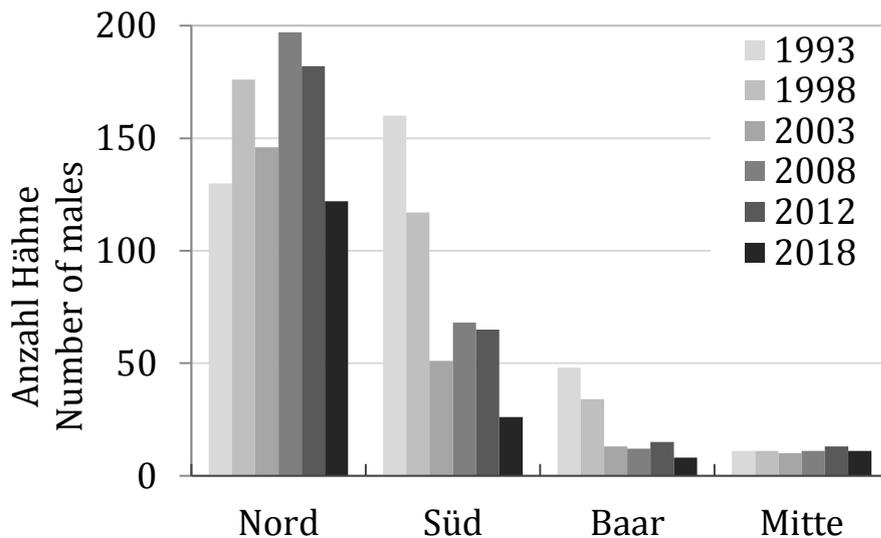


Abb. 4: Die Anzahl balzender Auerhähne im Schwarzwald, aufgeteilt nach Teilgebieten (s. Abb. 1). – *Number of lekking capercaillie males, shown per sub area of the Black Forest (Fig. 1).*

3.2 Verbreitungsgebiet

Die Fläche des Auerhuhn-Verbreitungsgebiets im Schwarzwald nahm von 607 km² im Zeitraum 1989-1993 auf 344 km² im Zeitraum 2014-2018 ab (Abb. 1 und 5). Die Abnahme war allerdings nicht gleichmäßig über den Schwarzwald verteilt. Der relativ größte Flächenverlust wurde im Teilgebiet „Baar“ festgestellt (von 120 km² auf 28 km²; 77 % Flächenabnahme seit 1993), gefolgt vom Teilgebiet „Süd“ (141 km² auf 82 km²; 42 % Flächenabnahme seit 1993) und „Mitte“ (41km² auf 25km² (39 % Flächenabnahme seit 1993; Abb. 5). Auch im größten Teilgebiet, „Nord“ nahm die Fläche ab: von 304 km² auf 208 km² (32% Flächenabnahme seit 1993; Abb. 5).

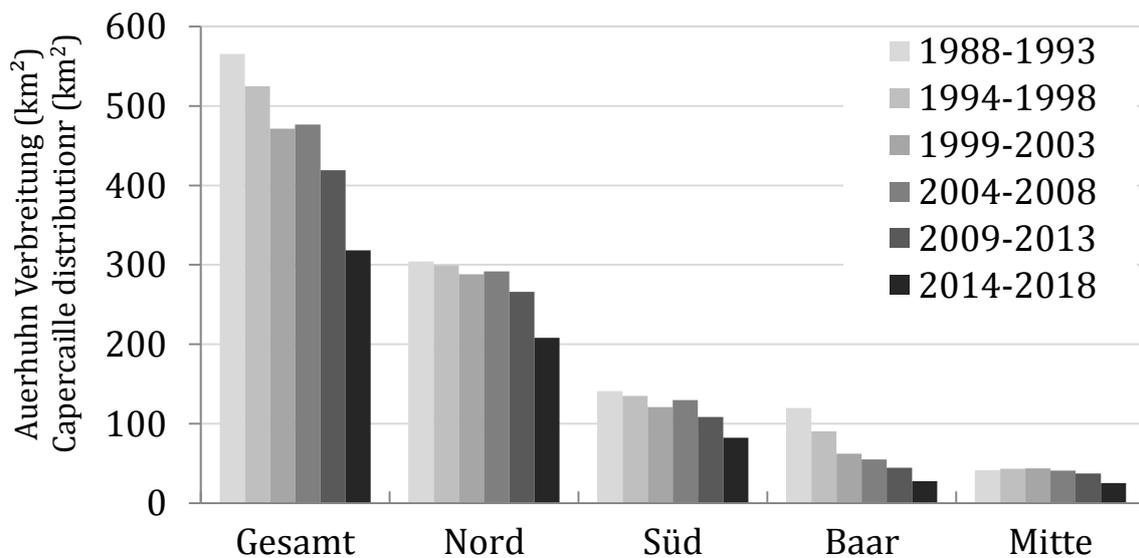


Abb. 5: Die Fläche der Auerhuhn-Verbreitung (im km²) im Schwarzwald (gesamt) und nach Teilgebieten, aufgeteilt auf die Kartierungszeiträume (s. Abb. 1). – *Capercaillie distribution (in km²) shown for the Black Forest (Gesamt) and the different sub areas of the Black Forest per time period.*

4. Diskussion

Sowohl die Ergebnisse der Balzplatzzählungen als auch der Kartierungen der Verbreitungsgebiete zeigen einen stark negativen Populationstrend des Auerhuhns im Schwarzwald (Abb. 1-5). Obwohl mit Balzplatzzählungen nur ein Teil der Hähne gezählt wird (Hennen sowie junge Hähne werden nicht systematisch erfasst) und somit der Bestand tendenziell unterschätzt wird [29, 30]), sind systematisch durchgeführte Balzplatzzählungen eine geeignete Methode, um relative Populationstrends dieser Art großflächig und langfristig zu erfassen [31]. Der negative Populationstrend ist daher zweifelsfrei, die exakte Populationsgröße allerdings unklar. Auerhuhnpopulationen sind generell für ihre Fluktuationen bekannt [32-34], im Schwarzwald nimmt die Population jedoch bereits über einen langen Zeitraum kontinuierlich ab (Abb. 1). Diese Abnahme ist in den Teilgebieten „Süd“ und „Baar“ am größten, im von nur einer kleinen Anzahl Tiere besiedelten Teilgebiet „Mitte“ hingegen relativ stabil. Im nördlichen Schwarzwald (Regierungsbezirk Karlsruhe und Teilgebiet „Nord“) kann man eine gewisse Fluktuation in den Zählergebnisse ablesen mit Höchstwerten in den Jahren 1995 und 2007. Natürliche Dynamiken durch Sturm, Schneebruch oder Windwurf können durch das Entstehen von lichten Waldbeständen und Freiflächen einen positiven Effekt auf Auerhuhn-Lebensräume haben [35, 36]. Interessanterweise nahm die Anzahl balzender Hähne im Nordschwarzwald (Regierungsbezirk Karlsruhe) jeweils in den Folgejahren nach den Orkanstürmen 1990 (Wiebke und Vivian) und 1999 (Lothar) zu (Abb. 1). Dass es im Regierungsbezirk Freiburg nach Großsturmereignissen keine Zunahme von Auerhähnen gab, könnte damit zusammenhängen, dass im Nordschwarzwald sowohl bei den Orkanen Wiebke und Vivian als auch beim Orkan Lothar wesentlich größere Sturmflächen entstanden als im Südschwarzwald [37]. Zumindest für den Nordschwarzwald ist sehr wahrscheinlich, dass die Bestandstrends der letzten Jahrzehnte zum Teil mit den durch diese Sturmereignisse geschaffenen lichten Lebensräumen zusammenhängen, was allerdings nur schwer kausal nachzuweisen ist.

Mögliche Rückgangsursachen

Als wichtigste Faktoren für den Rückgang des Auerhuhns im Schwarzwald können Lebensraumverlust und -verschlechterung angenommen werden. Die Eignung von Wäldern für Auerhühner wird, im Schwarzwald, wesentlich von der Art der forstlichen Bewirtschaftung gesteuert. Während das Auerhuhn lange Zeit von der intensiven Nutzung der Wälder profitiert hat [38], führte die Einführung der „naturnahen Waldwirtschaft“ mit einzelstammweiser Nutzung zu vorratsreichen und dichten Beständen [17, 27], was eine Verschlechterung der Lebensraumeignung für das Auerhuhn nach sich zog [1, 39-42]. So wurde rezent für den Schwarzwald nachgewiesen, dass große Teile der auerhuhnrelevanten Flächen zu wenige [43] lichte Strukturen (Überschirmung zwischen 20 - 70 %) oder Freiflächen aufweisen [44]. Diese lichten Waldstrukturen und die dadurch bedingte Verringerung der Bodenvegetation und der Qualität von Heidelbeerbeständen [45] sind aber für Auerhühner von großer Bedeutung [1]. Es ist daher naheliegend, dass diese „Verdunklung“ der Wälder einen großen Beitrag zum Rückgang des Auerhuhns im Schwarzwald geleistet hat. Die Lebensraumeignung kann allerdings auch durch die Entwässerungen von moorigen Waldbeständen, Nährstoffeinträge [46] und durch klimatische Veränderungen [47] direkt oder indirekt beeinflusst werden. Wetterbedingungen während der Aufzuchtzeit haben einen großen Einfluss auf den Reproduktionserfolg [48, 49] und beeinflussen damit auch direkt die Population. Obwohl durch die Erderwärmung langfristig vor allem in den Tieflagen von Gebirgsregionen eine Lebensraumverschlechterung für Auerhühner zu erwarten ist [50-52], könnte die Zunahme von

Wetterextremen (z. B. Stürme, Trockenperioden; [53] auch zu Lebensraumverbesserungen führen [35, 36]. Der Klimawandel kann daher einen großen Einfluss auf die Entwicklung der Auerhuhnlebensräume haben. Ein weiterer Faktor, der für den Populationsrückgang eine Rolle spielt, ist die vermehrte touristische Nutzung von Auerhuhn-Lebensräumen (z.B. Mountainbikefahren, Wandern, Skifahren, Schneeschuhlaufen etc.; [54, 55]. Habitats, die eigentlich für Auerhühner geeignet sind, werden durch diese Störungen gemieden und können so ganz oder zeitweise nicht genutzt werden [54-56]. Zusätzlich kann die Prädation eine wichtige Rolle spielen. Über lange Zeit gab es relativ niedrige Populationsdichten potentieller Auerhuhn-Prädatoren (z.B. Fuchs *Vulpes vulpes* und Habicht *Accipiter gentilis*; [57-59]. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Populationen mancher Prädatoren in den letzten Jahrzehnten zugenommen haben [59, 60] und damit auch ein erhöhter Prädationsdruck eine Rolle beim Auerhuhn-Rückgang im Schwarzwald spielt [61]. Die räumliche, größtenteils topografisch bedingte Verinselung der Auerhuhnverbreitungsgebiete könnte ebenfalls eine nicht zu vernachlässigende Rolle spielen: So haben kleinere, isolierte Verbreitungsgebiete eine geringere Chance, langfristig besiedelt zu bleiben [61] und die zunehmende Fragmentierung der Lebensräume kann den Austausch zwischen den Teilvorkommen zunehmend unterbinden [62]. Auch wenn die genauen Zusammenhänge beim Rückgang des Auerhuhns im Schwarzwald unklar sind, ist es dennoch offensichtlich, dass das Zusammenspiel mehrerer Faktoren die Auerhuhnpopulation negativ beeinflusst [25]. Dabei ist auch nicht ausgeschlossen, dass in den Teilgebieten unterschiedliche Faktoren in unterschiedlichem Ausmaß wirken. So gibt es im Südschwarzwald eine engere Verzahnung von Wald und landwirtschaftlich genutzten Flächen als im Nordschwarzwald, was höhere Fuchsdichten im Süden zu Folge haben könnte [63]. Auch ist die touristische Nutzung nicht gleichmäßig über den Schwarzwald verteilt, bezogen auf die Auerhuhn-Verbreitungsgebiete ist der Südschwarzwald relativ gesehen mehr betroffen von Freizeitaktivitäten als die anderen Teilgebiete [55]. Um die Population des Auerhuhns langfristig zu sichern, ist es einerseits wichtig, dass negative Auswirkungen neuer Eingriffe (z. B. durch Infrastrukturausbau oder Tourismus) im Rahmen des Vorsorge-Prinzips vermieden und, wo dies nicht möglich ist, vermindert oder ausgeglichen werden [64]. Andererseits sollte sichergestellt sein, dass auf großer Fläche genügend geeigneter Lebensraum zur Verfügung steht, sowohl auf Flächen mit aktuellem Auerhuhnvorkommen als auch auf den umgebenden Flächen mit hohem Lebensraumpotential (Braunisch & Suchant 2007). Es konnte gezeigt werden, dass negative Effekte des Klimawandels und der touristischen Nutzung von Auerhuhn-Lebensräumen teilweise durch habitatverbessernde Maßnahmen ausgeglichen werden können [47, 54]. Um dies zu erreichen, ist es jedoch unbedingt unerlässlich, dass das Auerhuhn in seinem Vorkommensgebiet bei der künftigen Umsetzung der Waldwirtschaft großflächig berücksichtigt wird.

Dank

Das großflächige und langfristige Monitoring des Auerhuhns im Schwarzwald ist nur möglich durch die aktive Beteiligung einer Vielzahl an hauptamtlichen und ehrenamtlichen Unterstützenden. Zudem bedarf es einer guten Zusammenarbeit und Kommunikation zwischen den unterschiedlichen Institutionen wie den Hegeringen, den Auerhuhnhegegemeinschaft, der FVA, dem Nationalpark Schwarzwald und weiteren Verwaltungseinheiten im Land Baden-Württemberg. Unser herzlichen Dank geht auch an alle Ornithologen und Ornithologinnen, Jäger und Jägerinnen, Revierleitenden, Wildtierbeauftragten und vielen anderen: Wir wollen Ihnen danken für die jahrelange Unterstützung und Mitarbeit beim Auerhuhn-Monitoring und für ihre Bemühungen um den Erhalt des Auerhuhns im Schwarzwald und freuen uns auf die weitere konstruktive Zusammenarbeit!

5. Literatur

1. Storch I (2002) On spatial resolution in habitat models: can small-scale forest structure explain capercaillie numbers? *Conservation Ecology*. 6: 25 p.
2. Summers RW, Proctor R, Thorton M, Avey G (2004) Habitat selection and diet of the capercaillie *Tetrao urogallus* in Abernethy Forest, Strathspey, Scotland. *Bird Study*. 51 (1): 58-68.
3. Bollmann K, Friedrich A, Fritsche B, Graf RF, Imhof S, Weibel P (2008) Small-scale habitat use of Western Capercaillie in the Alps. *Der Ornithologische Beobachter*. 105: 53-61.
4. Graf RF, Mathys L, Bollmann K (2009) Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *Forest Ecology and Management*. 257: 160-167.
5. Klaus S, Andreev V, Bergmann HH, Müller F, Porkert J, Wiesner J. Die Auerhühner. Magdeburg: Westarp Wissenschaften; 1989. 276 p.
6. Coppes J, Kochs M, Ehrlacher J, Suchant R, Braunisch V (2015) The challenge of creating a large-scale capercaillie distribution map. *Grouse News*. 50: 21-23.
7. Storch I. Grouse: status survey and conservation action plan 2006-2010. Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association, 2007.
8. Storch I (2001) *Tetrao urogallus* Capercaillie. *BWP Update*. 3: 1-24.
9. Rösner S, Brandl R, Segelbacher G, Lorenc T, Müller J (2014) Noninvasive genetic sampling allows estimation of capercaillie numbers and population structure in the Bohemian Forest. *European Journal of Wildlife Research*. 60: 789-801.
10. Bollmann K, Mollet P, Ehrbar R (2013) Das Auerhuhn im Alpen Lebensraum: Verbreitung, Bestand, Lebensraumansprüche und Förderung. *Vogelwelt*. 134: 19-28.
11. Hertel M (2009) Auerhühner *Tetrao urogallus* im Fichtelgebirge – Anmerkungen eines Försters. *Der Ornithologische Anzeiger*. 48: 13-18.
12. Siano R, Klaus S (2013) Auerhuhn *Tetrao urogallus* - Wiederansiedlungs- und Bestandsstützungsprojekte in Deutschland nach 1950 - eine Übersicht. *Vogelwelt*. 134: 3-18.
13. Siano R, Pertl C (2018) Versuch der Wiederansiedlung des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) im Harz - Rückblick und Schlussfolgerungen. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*. 43: 245-261.
14. Bauer H-G, Boschert M, Förschler MI, Hölzinger J, Kramer M, Mahler U (2016) Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs. 6. Fassung. Stand 31. 12. 2013. *Naturschutz-Praxis Artenschutz*. 11.
15. Grüneberg C, Bauer H-G, Haupt H, Hüppop O, Ryslavý T, Südbeck P (2015) Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung, 30. November 2015. *Berichte zum Vogelschutz*. 52: 19-67.
16. Roth K, Suchant H (1990) Bestandesentwicklung des Auerwildes in Baden-Württemberg. In: Weiss H, Schroth K-E, Roth K, Sauer G, Suchant H, Wagner E. & Wittlinger G. (Hrsg) *Auerwild in Baden-Württemberg - Rettung oder Untergang?*: 17-22. Selbstverlag der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart.
17. Lieser M (2009) Grundlagenforschung und waldbauliche Empfehlungen zum Schutz des Auerhuhns im Schwarzwald. *Ornithologische Anzeiger*. 48: 80-82.
18. Schmid H, Ebert W (1953) Rückgang des Auerwildes im Württ. Nordschwarzwald. *Deutscher Jäger*. 71: 19-21.
19. Roth K (1974) Die frühere und die heutige Verbreitung des Auerwildes in Baden-Württemberg und die Entwicklung der Bestände. *Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg*. 8-14.
20. Braunisch V, Suchant R (2006) Das Raufußhühner - Bestandesmonitoring der FVA. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*. 64: 55-67. in German
21. Schroth KE (1991) Survival, movements and habitat selection of released capercaillie in the north-east Black Forest in 1984-1989. *Ornis Scand*. 22: 249-254.
22. Wittlinger C (1990) Stützung der Auerwildpopulation im Raum Wildbad. *Schriftenreihe LFV Baden-Württemberg*. 70: 27-33.
23. Wagner E (1990) Stützung der Auerwildrestpopulation im Raum Schramberg. *Schriftenreihe LFV Baden-Württemberg*. 70: 23-27.
24. Wagner E (1984) Successful clutches and adoption of chicks in the programme of introducing Capercaillie in the Black Forest carried out by the regional association of hunting interests (LJV) of Baden-Württemberg, Federal Republic of Germany. In: Hudson, P J & T Lovel (Hrsg): *Proc Int Grouse Symp* 3: 376-384.
25. Coppes J, Ehrlacher J, Müller G, Roth K, Schroth K-E, Braunisch V, et al. (2016) Rückgang von Bestand und Verbreitung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* im Schwarzwald. *Der Ornithologische Beobachter*. 113: 235-248.
26. Aldinger E, Hübner W, Michiels HG, Mühlhäußer G, Schreiner M, Wiebel M (1998) Überarbeitung der standortkundlichen regionalen Gliederung im südwestdeutschen Standortkundlichen Verfahren. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortserkundung und Forstpflanzenzüchtung*. 39: 5-72.

27. Kändler G, Cullmann D. Der Wald in Baden-Württemberg. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur.: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg.; 2014.
28. Suchant R, Braunisch V. Rahmenbedingungen und Handlungsfelder für den Aktionsplan Auerhuhn: Grundlagen für ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Auerhuhnpopulation im Schwarzwald. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 2008.
29. Mollet P, Kéry M, Gardner B, Pasinelli G, Royle JA (2015) Estimating population size for capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) with spatial capture-recapture models based on genotypes from one field sample. PLOS ONE. 10: e0129020.doi:10.1371/journal.pone.
30. Jacob G, Debrunner R, Gugerli F, Schmid B, Bollmann K (2010) Field surveys of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the Swiss Alps underestimated local abundance of the species as revealed by genetic analyses of non-invasive samples. Conservation Genetics. 11: 33-44.
31. Lentner R, Masoner A, Lehne F (2018) Sind Zählungen an Balzplätzen von Auer- und Birkhühnern noch zeitgemäß? Ergebnisse aus dem Raufußhühner-Monitoring Tirol. Der Ornithologische Beobachter. 115: 215-238.
32. Lindström J, Ranta E, Lindén M, Lindén H (1997) Reproductive output, population structure and cyclic dynamics in Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse. Journal of Avian Biology. 28: 1-8.
33. Lindström J (1996) Weather and grouse population dynamics. Wildlife Biology. 2: 93-99.
34. Angelstam PK. Population dynamics in Tetraonids: the role of extrinsic factors. In: Ouellet H, editor. Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologici. 2. Ottawa: University of Ottawa Press; 1988. p. 2458-2477.
35. Mikoláš M, Svitok M, Bollmann K, Reif J, Bače R, Janda P, et al. (2017) Mixed-severity natural disturbances promote the occurrence of an endangered umbrella species in primary forests. Forest Ecology and Management. 405: 210-218.
36. Kortmann M, Heurich M, Latifi H, Rösner S, Seidl R, Müller J, et al. (2018) Forest structure following natural disturbances and early succession provides habitat for two avian flagship species, capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Tetrastes bonasia*). Biological conservation. 226: 81-91.
37. Odenthal-Kahabka J, Püttmann W (2004) Orkan „Lothar“. Bewältigung der Sturmschäden in den Wäldern Baden-Württembergs. Dokumentation, Analyse, Konsequenzen. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg Band 83 Hrsg vom Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg Selbstverlag der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg im Breisgau.
38. Weiss H, Schroth KE (1990) Bewertung der Gefährdungsursachen. In: Weiss H, Schroth K-E, Roth K, Sauer G, Suchant H, Wagner E. & Wittlinger G. (Hrsg) Auerwild in Baden-Württemberg - Rettung oder Untergang?: 127-148. Selbstverlag der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart.
39. Storch I (1993) Habitat selection by capercaillie in summer and autumn - is bilberry important? Oecologia. 95: 257-265.
40. Schroth KE (1994) Zum Lebensraum des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) im Nordschwarzwald – Eine Analyse der Kaltenbronner Auerhuhnhabitate und deren Veränderung seit Beginn der geregelten Forstwirtschaft (1843–1990). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. 178: 1–133.
41. Cas J, Adamic M (1998) The influence of forest alteration on the distribution of capercaillie leks in the Eastern Alps. Zbornik 57: 5-57.
42. Miettinen J, Helle P, Nikula A, Niemelä P (2010) Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat characteristics in north-boreal Finland. Silva Fennica. 44: 235-254.
43. Suchant R, Braunisch V (2004) Multidimensional habitat modelling in forest management - a case study using capercaillie in the Black Forest, Germany. Ecological Bulletins. 51: 455 - 649.
44. Coppes J, Suchant R, Ganz S, Kohling M, Adler P (2019) Auerhuhn-relevante Strukturen aus der Luft erkennen. AFZ-DerWald. 3: 38-41.
45. Eckerter T, Buse J, Förschler M, Pufal G (2019) Additive positive effects of canopy openness on European bilberry (*Vaccinium myrtillus*) fruit quantity and quality. Forest Ecology and Management. 433: 122-130.
46. Klaus S, Berger D, Huhn J (1997) Capercaillie *Tetrao urogallus* decline and emissions from the iron industry. Wildlife Biology. 3: 131-136.
47. Braunisch V, Coppes J, Arlettaz R, Suchant R, Zellweger F, Bollmann K (2014) Temperate mountain forest biodiversity under climate change: compensating negative effects by increasing structural complexity. PLOS ONE. 9 (5): 10.1371/journal.pone.0097718.
48. Slagsvold T, Grasaas T (1979) Autumn population size of capercaillie *Tetrao urogallus* in relation to weather. Ornis Scand. 10: 37-41.
49. Moss R (1985) Rain, breeding success and distribution of capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *Tetrao tetrix* in Scotland. Ibis. 128: 65-72.

50. Braunisch V, Coppes J, Schmid H, Suchant R, Arlettaz R, Bollmann K (2013) Selecting from correlated climate variables: a major source of uncertainty for predicting species distributions under climate change. *Ecography*. 36: 1-13.
51. Huntley B, Green RE, Collingham YC, Willis SG. A climatic atlas of european breeding birds: Lynx Editions; 2007. 528 pp.
52. Moss R (2015) Global warming and grouse Tetraoninae population dynamics. *Grouse News*. 50: 8-20.
53. Dale VH, Joyce LA, McNulty S, Neilson RP, Ayres MP, Flannigan MD, et al. (2001) Climate change and forest disturbances: climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience*. 51: 723-734.
54. Coppes J, Nopp-Mayr U, Grünsachner-Berger V, Storch I, Suchant R, Braunisch V (2018) Habitat suitability modulates the response of wildlife to human recreation. *Biological conservation*. 227: 56-64.
55. Coppes J, Ehrlacher J, Thiel D, Suchant R, Braunisch V (2017) Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. *Journal Avian Biology*. 48: 1583-1594.
56. Summers RW, McFarlane J, Pearce-Higgins J (2007) Measuring avoidance by capercaillie *Tetrao urogallus* of woodlands close to tracks. *Wildlife Biology*. 13: 19-27.
57. Kenntner N (2004) Chlororganische Pestizide, polychlorierte Biphenyle und potentiell toxische Schwermetalle in Organproben von Seeadlern und Habicht. *Die Vogelwarte*. 42: 367-368.
58. Conrad B (1977) Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. *Vogelkundl. Bibliothek 5*. Kilda-Verlag, Greven.
59. Chautan M, Pontier D, Artois M (2000) Role of rabies in recent demographic changes in Red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Europe. *Mammalia*. 64: 391-419.
60. Rutz C, Bijlsma RG, Marquiss M, Kenward RE (2006) Population limitation in the Northern Goshawk in Europe: a review with case studies. *Studies in Avian Biology*. 31: 158-197.
61. Kämmerle J-L, Coppes J, Ciuti S, Suchant R, Storch I (2017) Range loss of a threatened grouse species is related to the relative abundance of a mesopredator. *Ecosphere*. 8: e01934. 10.1002/ecs2.1934.
62. Segelbacher G, Manel S, Tomiuk J (2008) Temporal and spatial analyses disclose consequences of habitat fragmentation on the genetic diversity in capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Molecular Ecology*. 17: 2356-2367.
63. GÜthlin D, Storch I, Küchenhoff H (2013) Landscape variables associated with relative abundance of generalist mesopredators. *Landscape Ecology*. 28: 1687-1696.
64. Braunisch V, Coppes J, Bächle S, Suchant R (2015) Underpinning the precautionary principle with evidence: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats. *Journal for Nature Conservation*. 24: 31-40.

5.2 Datenbank

Ein Ziel des Forschungsprojektes war es eine Datenbank zu erstellen, die möglichst alle relevanten (Meta-)Daten und Forschungsergebnisse über Auerhühner und Windenergie in Europa zusammenführen sollte. Im Laufe des Projektes hat sich aber gezeigt, dass dies aus verschiedenen Gründen weder praktikabel noch realistisch war. Daten, die nicht im Rahmen des Forschungsprojektes aufgenommen wurden, beispielsweise von Vorhabensträgern und anderen externen Parteien, sind nicht Eigentum der Projektträger und können daher nicht oder nur schwer in eine solche Datenbank aufgenommen werden. Nach einem Austausch mit verschiedenen internationalen Kontakten hat sich zudem gezeigt, dass, abgesehen von der Zugänglichkeit, auch Auflösung und Qualität der Datensätze im Allgemeinen extrem unterschiedlich sind. Es war daher nicht praktikabel diese in eine Datenbank aufzunehmen. Innerhalb des Projektes sind die Datengrundlagen schon sehr unterschiedlich und auch hier wurden in der Folge verschiedene Datenbanken verwendet, um die Daten zu verwalten. Hierbei handelte es sich um Arbeitsdatenbanken, die nicht geeignet sind, um Daten auszutauschen. Das Ziel, eine Europa-weite Datenbank zu erstellen, ist im Projekt daher nicht erreicht worden. Aus praktischen und inhaltlichen Gründen wurde dieses Ziel nicht als Priorität angesehen. Der Fokus lag daher auf den Forschungsmodulen.

5.3 Öffentliche Plattform

Ein Transfer der Daten in die Öffentlichkeit wurde bereits in der Projektplanung als wichtiger Eckpunkt des Forschungsprojektes angesehen. Das Ziel war, Interessierte im deutschsprachigen und im internationalen Raum einfach und schnell Informationen über die Thematik „Auerhuhn und Windenergie“ zu informieren. Demnach wurde in der Anfangsphase des Forschungsprojektes die Webseite www.auerhuhn-windenergie.de eingerichtet. Die englische Version ist unter www.capercaillie-windpower.com abrufbar. Der Kern der Seite stellt eine interaktive Karte dar, die die Standorte von Windenergieanlagen in Raufußhuhn-Lebensräumen in ganz Europa aufzeigt. Sowohl für die Windparks als auch für die betroffenen Vogelarten sind detaillierte Informationen hinterlegt. Die Hintergründe zur Thematik, zum Projekt und die Forschungsansätze und Forschungsmodule werden ausführlich erläutert. Zudem sind alle Mitwirkenden des Projekts (Finanzierende, wissenschaftliche Partner und die im Beirat vertretenen Verbände) auf der Homepage zu finden.

Über den Gesamtzeitraum des Projektes (bzw. seit Freischalten der Website) wurden zum Stichtag 01.05.2019 insgesamt 13091 Nutzer in 17593 Sitzungen verzeichnet. Von diesen waren ca. 25 wiederholte Besuche der Website verteilt auf 6,3% der Nutzer. Die meisten Nutzer griffen im Jahr 2017 auf die Seite zu. Ein Großteil der Nutzer wurde über Google und andere Suchmaschinen weitergeleitet oder griff direkt auf die Seite zu. Eine vergleichsweise geringe Nutzerzahl wurde durch Verlinkungen von themenverwandten Seiten gewonnen. Das bedeutet, dass eine Intensivierung der Verlinkung z.B. durch die Projektpartner für eine Steigerung der Websitenutzung wünschenswert ist. Es wurde insgesamt aus 113 Ländern weltweit auf die Webseite zugegriffen. Mehr als die Hälfte der Zugriffe auf die Website (d.h. der Sitzungen) erfolgte aus dem deutschsprachigen Raum, also Deutschland (56,91%), Österreich (5,49%) und der Schweiz (2,96%). Im internationalen Kontext waren vor allem die USA (7,62%), Großbritannien (3,69%) und Kanada (2,62%) relevant. Auf das Projektland Schweden entfallen ca. 1% der Sitzungen; Schweden liegt damit auf dem 10. Platz hinter Russland und Italien. Die Sitzungsdauer war im Mittel 2 Minuten und 30 Sekunden lang, jedoch in den Projektländern Deutschland (00:03:14), Österreich (00:02:04), der Schweiz (00:02:41) und Schweden (00:03:34) deutlich höher als in den Englischsprachigen Ländern wie USA (00:00:21) oder Großbritannien (00:01:00).

Die Webseite wird nach Projektabschluss in die Webseite der FVA integriert.

5.4 Zwischenbericht

Zwischenbericht Forschungsprojekt „Auerhuhn & Windenergie“

Judith Ehlacher, Joy Coppes, Julia Taubmann und Rudi Suchant

Dieser Zwischenbericht des Forschungsprojekts „Auerhuhn & Windenergie“ ist ein interner Projektbericht für die direkt am Projekt Beteiligten (Beirat, Finanzierende, Partner). Die Inhalte sollten daher nicht in eine breitere Öffentlichkeit getragen werden. Weder der Bericht als Gesamtes noch Auszüge davon dürfen ohne Zustimmung der Projektleitung weitergegeben, veröffentlicht oder publiziert werden.

Projekthintergrund, Fragestellung und aktueller Kenntnisstand

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) ist in großen Teilen Europas verbreitet (Abb. 1) und kommt in vielen Gebieten in hoher Dichte vor. In Deutschland ist die Vogelart nur noch in wenigen Hochlagen-Bereichen wie den Bayerischen Alpen, dem Bayerischen Wald und dem Schwarzwald zu finden (Abb. 2). Eine Relikt-Population gibt es im Fichtelgebirge; im Thüringer Wald und in der Lausitz laufen derzeit Wiederansiedlungsprojekte. Im Schwarzwald sieht die Bestandesentwicklung des Auerhuhns aktuell nicht gut aus. Bei den Balzplatzzählungen 2016, die von der Auerwildhegegemeinschaft (AHG) und den Auerwildhegeringen Freudenstadt und Calw organisiert und durchgeführt werden, setzte sich der Abwärtstrend der Bestandeszahlen weiter fort und erreichte ein neues Minimum. Der aktuelle Stand von 206 Auerhähnen bedeutet gegenüber dem Jahr 2012, in welchem 315 Hähne gezählt wurden, eine Abnahme von ca. 35% (s. Artikel im Anhang).

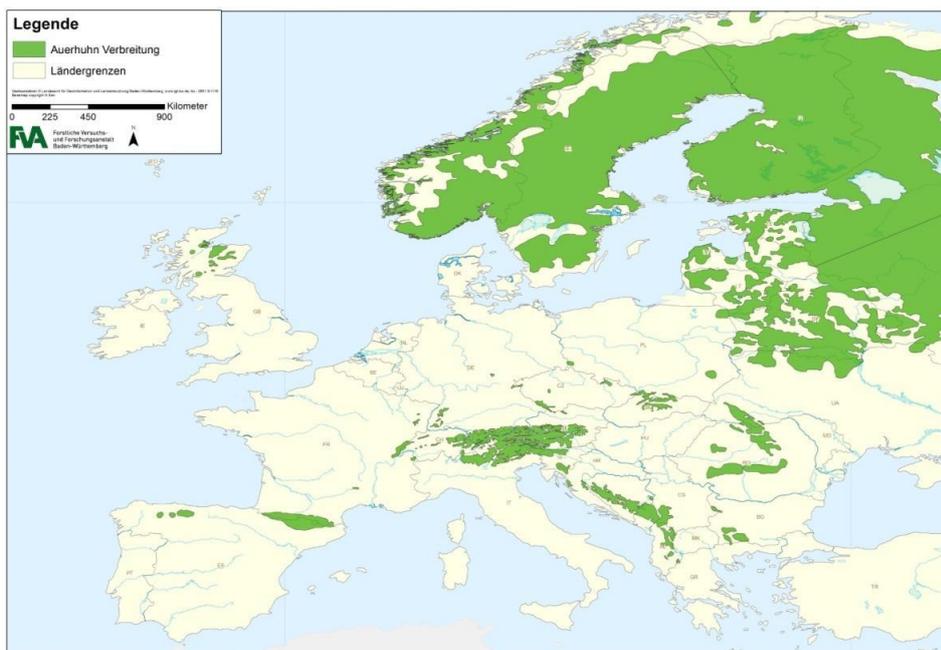


Abb. 1: Auerhuhn-Verbreitung in Europa.

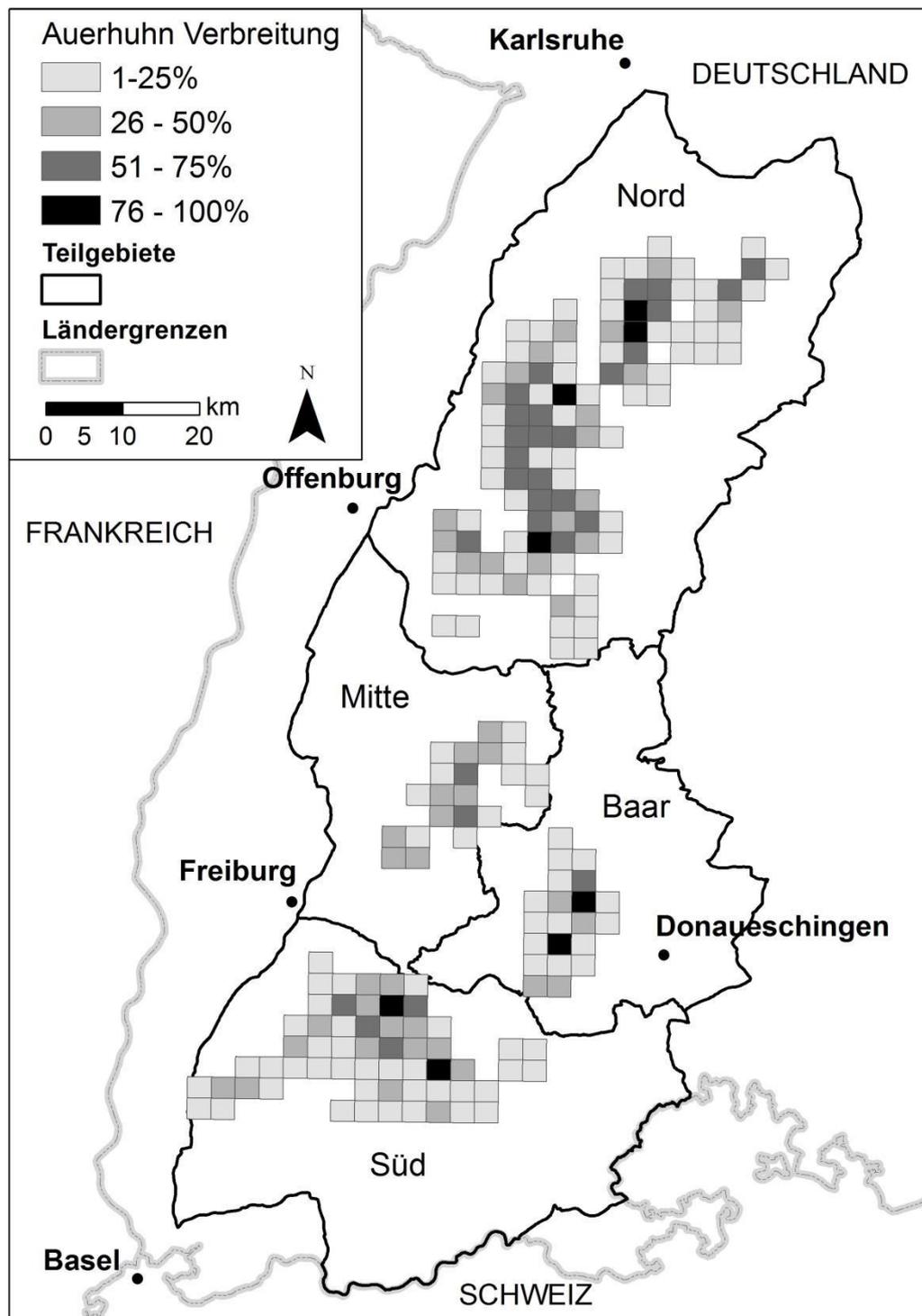


Abb. 2:

Auerhuhn-Verbreitung im Schwarzwald, dargestellt im 3km-Raster für die Teilgebiete Nord, Mitte, Baar, Süd. Die Färbung der Rasterquadrate symbolisiert den von Auerhühnern besiedelten Anteil der Fläche, aus: Coppes et al (2016), s. Anhang.

Obwohl es in vielen Gebieten sowohl in Europa als auch in Deutschland Bemühungen gibt, die selten gewordenen Tiere zu erhalten, sind die Waldvögel mittlerweile vielerorts ausgestorben. In Deutschland sind die Auerhühner vom Aussterben bedroht und als Rote-Liste-Art (Anhang I) durch umfangreiche Bestimmungen und Vorgaben geschützt. Im Schwarzwald wurde 2008 vom damaligen Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg (MLR) der Aktionsplan Auerhuhn verabschiedet, welcher ein umfassendes Programm zum Schutz und Erhalt der seltenen Vogelart darstellt. Dieser beinhaltet nicht nur ein differenziertes Flächenkonzept, sondern weist für sechs verschiedene Handlungsfelder (Habitatgestaltung und naturnahe Waldwirtschaft, Tourismus und Freizeitnutzung, Jagd, Infrastrukturelle Projekte und Windkraftnutzung, Wissenschaftliche Begleitung, Transfer und Kommunikation) detaillierte Vorgaben und Anleitungen für Schutzmaßnahmen auf.

Durch den Beschluss zum Ausstieg aus der Kernenergie wird auch in Baden-Württemberg u.a. der Bau neuer Windenergieanlagen (WEA) angestrebt. Die Auswahl geeigneter WEA-Standorte ist vielfach mit Konflikten verbunden, da sich diese häufig mit sensiblen Lebensräumen geschützter Wildtierarten wie dem Auerhuhn überlagern. Der Aktionsplan Auerhuhn hat in dem Handlungsfeld „Infrastrukturelle Projekte und Windkraftnutzung“ unter anderem den Ausbau der Windenergie integriert. Seit 2008 beruhen Beurteilungen zum Konfliktpotenzial zwischen dem Auerhuhnschutz und dem Bau und Betrieb von WEA auf dem Aktionsplan Auerhuhn, der auf einer Vielzahl an Studien zu Lebensraumsprüchen, Verbreitung und Störungsanfälligkeit dieser Art basiert. Darauf aufbauend wurden zudem 2012 Planungsgrundlagen mit umfangreichen Erläuterungen veröffentlicht.

Internationale Fachpublikationen über die Auswirkungen von WEA auf verschiedene Raufußhuhnarten sind schon länger bekannt und basieren bislang ausschließlich auf einzelnen Fallstudien. Diese veröffentlichten Ergebnisse liefern aber Indizien dafür, dass Raufußhuhnarten von Windenergieanlagen beeinträchtigt werden:

- In Nord-Amerika konnten durch WEA verursachte Verhaltensänderungen bei Präriehühnern nachgewiesen werden.
- In Österreich zeigte sich in einem Windpark die Abnahme balzender Birkhähne.
- In Schottland verlagerten sich Birkhuhn Balzplätze nach der Erstellung eines Windparks.
- In Spanien gab es eine deutliche Abnahme von indirekten Auerhuhn-Nachweisen nach der Errichtung eines Windparks.
- Es gibt dokumentierte Fälle von Kollisionen von Raufußhühnern mit Windenergieanlagen.

Diese Fallbeispiele weisen darauf hin, dass auch Auerhühner mehr oder weniger starken Beeinträchtigungen durch WEA unterliegen können. Allerdings gibt es bis heute (2016) keine allgemeingültigen wissenschaftlichen Untersuchungen, die spezifische Auswirkungen von WEA auf Auerhühner be- oder widerlegen. Um die aktuelle Beurteilung des Einflusses von WEA auf Auerhühner, die auf den im Aktionsplan zusammengefassten, umfangreichen Erkenntnissen zum Auerhuhn, den beschriebenen Fallstudien und dem Vorsorgeprinzip beruhen, auf weitergehende Grundlagen zu stellen, wurden von vielen Seiten neuere, bessere und umfassendere

Untersuchungen zum Einfluss von WEA auf Auerhühner gefordert. Nach einer Machbarkeitsstudie und zahlreichen Sondierungsgesprächen wurde die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) 2014 beauftragt, diese komplexe Thematik in Kooperation mit anderen Forschungseinrichtungen im Rahmen eines fünfjährigen Forschungsprojekts wissenschaftlich zu untersuchen.

Projektstruktur, Beteiligte, Koordination

Da dem Themenfeld „Auerhuhn und Windenergie“ durch seine politische und ökonomische Bedeutung einerseits eine hohe Wichtigkeit beizumessen ist und es andererseits sehr kontrovers diskutiert wird, war es notwendig, dass die Projektdurchführung in Kooperation mit wichtigen mitteleuropäischen Auerhuhn-Expert*innen erfolgt. Dadurch wird gewährleistet, dass die Projektdurchführung wissenschaftlich auf einer breiten Basis abgestimmt ist und die Projektergebnisse von mehreren anerkannten wissenschaftlichen Institutionen mitgetragen werden (Abb. 3). Für die Belastbarkeit der Projektergebnisse und somit für den Erfolg des Projekts ist eine einheitliche Methodik der Datenerhebung Voraussetzung, um Daten aus den verschiedenen Ländern/Studiengebieten gebietsübergreifend auswerten zu können. Dies ist nur durch eine zentrale Koordination möglich.

Projektkoordination

Das Projekt wird von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg verantwortlich koordiniert. Teilmodule werden in Kooperation mit den unten genannten Partnerinstitutionen durchgeführt. Es erfolgt ein regelmäßiger Fachaustausch mit weiteren externen Expert*innen.

Projektleitung

Dr. Rudi Suchant, unter Mitarbeit von Joy Coppes, Judith Ehlacher und Julia Taubmann.

Projektdurchführung

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Universität für Bodenkultur Wien

Kooperationspartner*innen

Prof. Ilse Storch, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Deutschland.

Prof. Martin Wikelski, Max-Planck-Institut für Ornithologie Radolfzell, Deutschland.

Dr. Ursula Nopp-Mayr, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich.

Prof. Dr. Raphaël Arlettaz, Universität Bern, Schweiz.

Pierre Mollet, Vogelwarte Sempach, Schweiz.

Dr. Kurt Bollmann, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Schweiz.

Prof. Henrik Andrén, Grimsö Wildlife Research Station, Swedish University of Agricultural Sciences.

Projektbeirat

Der das Projekt begleitende Beirat setzt sich aus Vertreter*innen der Arbeitsgruppe Raufußhühner, von Verwaltung, Wissenschaft, Verbänden und der Finanzierenden zusammen. Der Projektbeirat trifft sich einmal im Jahr, um über die Projektdurchführung auf dem Laufenden gehalten zu werden,

die Transparenz des Projekts sicherzustellen und sich über die Projektdurchführung austauschen zu können. Der Projektbeirat wird zudem zwischen den Treffen mittels Informationsschreiben über die laufenden Arbeiten auf dem aktuellen Projektstand gehalten.



Abb. 3:

Projektorganisation.

Projektaufbau

Bis heute ist weitgehend unbekannt, auf welche Mechanismen die möglichen Beeinträchtigungen von Auerhühnern durch WEA zurückzuführen sind. Auch ist unklar in welchem Ausmaß bzw. welchen Größenordnungen sich Auswirkungen in Bezug auf die Raumnutzung und Reproduktion dieser Vogelartbewegen. Dementsprechend greift das vorliegende Forschungsprojekt entscheidende Punkte auf, die für die Herleitung belastbarer Beurteilungen unabdingbar sind:

- (1) das Forschungsprojekt ist auf mehrere Jahre ausgerichtet, wodurch Kurzeiteffekte ausgeschlossen werden und Vorher-Nachher-Untersuchungen möglich sind;
- (2) eine Mehrzahl an Studiengebieten liefert - von spezifischen Einzelkonstellationen unabhängig – Daten vor UND nach Errichtung einer WEA;

- (3) das Projekt hat pro Untersuchungsgebiet, in welchem eine WEA errichtet wird/wurde jeweils ein weitgehend gleichartiges Referenzgebiet, das sich weitgehend nur durch die Nichterrichtung einer WEA vom Untersuchungsgebiet unterscheidet;
- (4) Die Untersuchungsmethodik ist auf Untersuchungs- und Referenzgebieten identisch bzw. vergleichbar.

Nur über ein derartiges Stichproben- und Erhebungsdesign können fundierte Daten über die Veränderungen, die ggf. mit der Errichtung von WEA in Auerhuhn-Lebensräumen einhergehen, gewonnen werden. Daher wird in den unterschiedlichen Forschungsmodulen - wo möglich - dieses so genannte BACI-Prinzip (Before-After-Control-Impact) angestrebt.

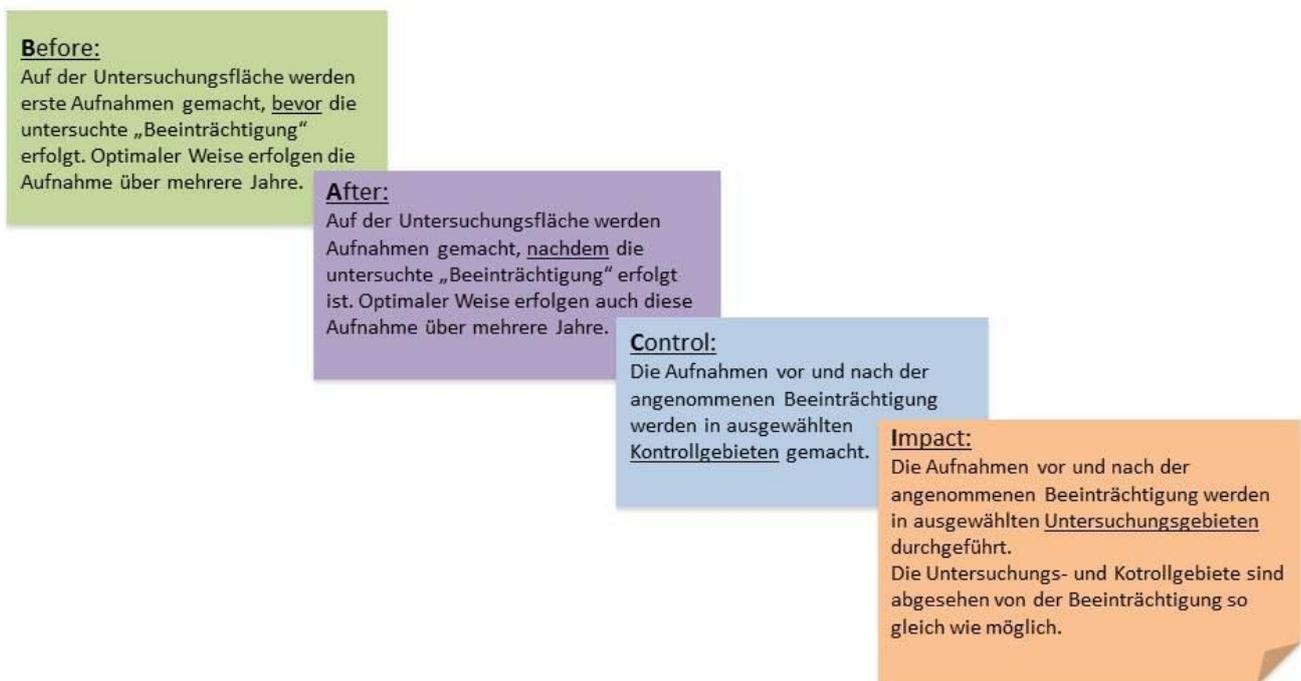
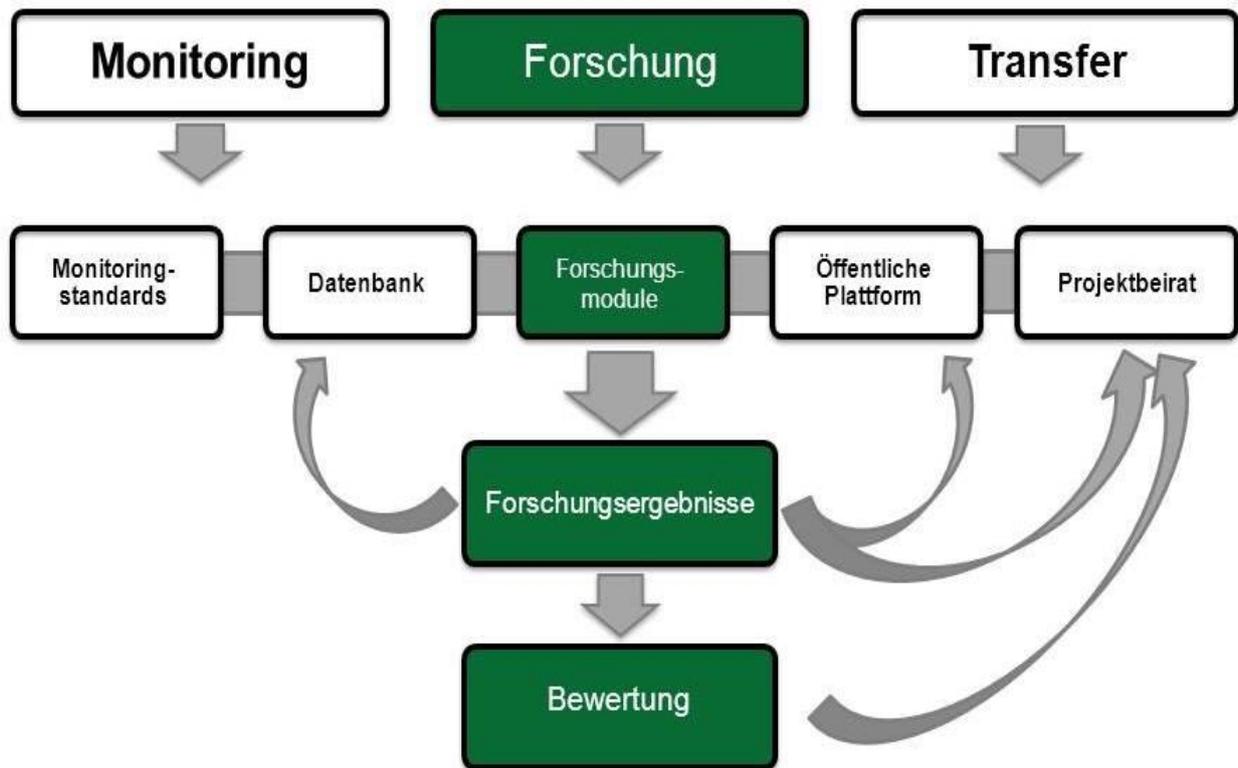


Abb. 4: Das BACI-Prinzip: die gleichen Aufnahmen werden auf ausgewählten Untersuchungsgebieten (UG) sowie auf Referenzflächen (REF) jeweils vor und nach einer angenommenen Beeinträchtigung durchgeführt. Der in diesem Projekt verfolgte Ansatz ist noch eine Verbesserung dieser Herangehensweise, da parallel mehrere UGs untersucht werden (mBACI = multiple BACI).

Das Forschungsprojekt besteht aus den drei Bereichen „Monitoring“, „Forschung“ und „Transfer“. In dem ersten Abschnitt wird der aktuelle Stand von Monitoring und Transfer beschrieben, auf die einzelnen Module im Bereich der Forschung wird im nachfolgenden Abschnitt detaillierter eingegangen. Der Aufbau des Projekts ist bewusst so gewählt, dass auch die langfristige Sicherung der Daten sowie der Transfer in die Praxis mit Bestandteil der Arbeiten sind und die im Bereich der



„Forschung“ erlangten Kenntnisse adäquat in die Praxis transferiert werden können.

Abb. 4: Gliederung des Projekts in die Bereiche Monitoring, Forschung und Transfer.

Stand der Arbeiten in den Bereichen Monitoring und Transfer

Monitoring-Standards

An der Zusammenfassung internationaler Standards, welche sowohl als Leitfaden für das Monitoring von bereits bestehenden als auch in Planung befindlichen WEA hinsichtlich ihrer Auswirkung auf Auerhühner dienen sollen, wird aktuell noch gearbeitet. Diese umfassen die Erfassung von Auerhuhn-Nachweisen, von Charakteristika der WEA sowie von verschiedenen Faktoren, die sich zusätzlich auf die Raumnutzung von Auerhühnern auswirken können, wie zum Beispiel die

- Zahlreiche Diskussionen und Absprachen mit internationalen ExpertInnen
- Durchführung Workshop „Monitoringstandards“ (21.07.2016)
- Status: in Arbeit

To Do:

- Fertigstellung Monitoring-Toolbox → bis Ende 2016



Lebensraumqualität. Die Standards wurden in Zusammenarbeit mit internationalen Expert*innen in vielen Diskussionen und in einem Workshop erarbeitet. Das Ergebnis dieser Diskussionen ist eine Monitoring-Toolbox, die für die unterschiedlichen Bereiche verschiedene Methoden der Datenaufnahme aufzeigt. So kann je nach Zielsetzung, Fragestellung und zeitlichen sowie personellen Ressourcen die passende Methodik gewählt und einheitlich durchgeführt werden. Der Vorteil dieser Toolbox ist die zukünftige Vergleichbarkeit von Daten, deren Aufnahme nach einer einheitlichen Methodik durchgeführt wurde. Die Fertigstellung der Toolbox ist für Ende 2016 vorgesehen.

Datenbank

Die tägliche Arbeit hat gezeigt, dass die ursprüngliche Idee einer Datenbank, die möglichst alle relevanten (Meta-) Daten und Forschungsergebnisse über Auerhühner und Windenergie in Europa zusammenführen soll, in der Umsetzung aufgrund der Komplexität der Thematik nicht praktikabel ist. Aus diesem Grunde wurde eine Datenbank erarbeitet, die vor allem für die Dokumentation und Auswertung von Nachweisdaten sowie Lebensrauminformationen relevant ist. Die Datenbank dient als Datenbasis innerhalb des Projekts und kann bei Bedarf beliebig erweitert und ergänzt werden.

A graphic showing two overlapping speech bubbles. The top bubble is green and contains the text: '• Entwicklung einer Datenbank' and '• Status: erledigt'. The bottom bubble is blue and contains the text: 'To Do:' and '• Die Datenbank wird weiterhin gepflegt und aktualisiert'. To the right of the bubbles are two circular icons: a green checkmark and a blue exclamation mark.

Öffentliche Plattform

In der Planungsphase des Projekts wurde deutlich, dass eine Internetpräsenz gewünscht war. Die Website für das Projekt wurde plangemäß entwickelt und ist seit Frühling 2015 unter der Adresse www.auerhuhn-windenergie.de online zu finden. Seit Sommer 2015 gibt es auch eine englische Version (www.capercaillie-windpower.com). Auf der Website ist eine interaktive Karte zu finden, die Windenergieanlagen in Raufußhuhn-Lebensräumen in ganz Europa aufzeigt. Sowohl für die Windparks als auch für die betroffenen Vogelarten sind detaillierte Informationen hinterlegt. Die Hintergründe zur Thematik, zum Projekt und die Forschungsansätze und -Module werden ausführlich erläutert. Zudem sind alle Mitwirkenden des Projekts (Finanzierende, wissenschaftliche Partner und die im Beirat vertretenen Verbände) auf der Homepage zu finden. Mit dieser Website verfügt das Projekt über eine Plattform, die es sowohl im deutschsprachigen als auch im internationalen Raum ermöglicht, Interessenten einfach und schnell über die Thematik zu informieren.

A graphic showing two overlapping speech bubbles. The top bubble is green and contains the text: '• Erstellung der Projekt-Website www.auerhuhn-windenergie.de und www.capercaillie-windpower.com' and '• Status: erledigt'. The bottom bubble is blue and contains the text: 'To Do:' and '• Die Website wird weiterhin gepflegt und aktualisiert'. To the right of the bubbles are two circular icons: a green checkmark and a blue exclamation mark.

Projektbeirat

Neben der Website ist die Kommunikation in die verschiedenen Interessengruppen ein wichtiges Element bei der Bearbeitung der Thematik „Auerhuhn und Windenergie“. Aus diesem Grunde wurde im Januar 2015 ein Beirat gegründet, in welchem Vertreter der Finanzierenden sowie der unterschiedlichen Verbände (NABU, BUND, Landesnaturschutzverband, Landesjagdverband,

Auerhuhnhegegemeinschaft, Arbeitsgruppe Raufußhühner, etc.) über die Entwicklung des Forschungsprojekts auf dem Laufenden gehalten werden. Neben der Kommunikation zum Projektbeirat findet ein reger Austausch mit Raufußhuhn-Expert*innen aus ganz Europa statt. Das Ziel dieser Bemühungen ist eine breite Akzeptanz der Arbeiten und daraus folgernd auch der Ergebnisse sowohl bei Wissenschaftlern als auch bei Finanzierenden und Verbänden zu erreichen. In der bisherigen Projektlaufzeit fanden folgende Treffen mit dem Beirat sowie mit Wissenschaftler*innen statt:

- Raufußhuhn-Expertentreffen, 23.-25.10.2014
- Treffen der wissenschaftlichen Partner, 20.01.2015
- Kick-off-Veranstaltung mit dem Beirat, 21.01.2015
- Raufußhuhn-Expertentreffen, 05.-07.11.2015
- Beiratssitzung, 18.11.2015
- Workshop Projektentwicklung Skandinavien 23.11.2015
- Treffen der wissenschaftlichen Partner, 26.01.2016
- Workshop Monitoring-Standards, 21.07.2016
- Workshop BACI-Auswertung, 26.07.2016
- Treffen der schwedischen Partner (Grimsö WRS) 22.8.2016
- Raufußhuhn-Expertentreffen, 13.-15.10.2016
- Beiratssitzung 08.11.2016 (geplant)
- Treffen der schwedischen Partner Winter 2016 (geplant)
- Treffen der wissenschaftlichen Partner, 17.01.2017 (geplant)

Neben den Treffen gibt es in unregelmäßigen Abständen Projekt-Updates, die per email sowohl an die wissenschaftlichen Partner als auch an den Projektbeirat gesendet werden.

- Die Kommunikation in den Projektbeirat und zu den wissenschaftlichen Partnern läuft über Treffen und unregelmäßige Updates per Email
- Status: in Arbeit

To Do:

- Der Beirat und die wissenschaftlichen Partner werden auch weiterhin regelmäßig informiert und eingebunden

Stand der Arbeiten im Bereich Forschung

Die vor dem Forschungsprojekt durchgeführte Machbarkeitsstudie hat gezeigt, dass es verschiedene Themen gibt, die sowohl aus Sicht der Vorhabensträger als auch von wissenschaftlicher Seite aus relevant sind. Das Ziel des Forschungsprojekts „Auerhuhn & Windenergie“ ist es, den Einfluss von WEA auf Auerhühner wissenschaftlich fundiert zu analysieren und zu bewerten. Dies wird über die Anwendung verschiedener Methoden in den Forschungsmodulen „Raum-Zeit-Verhalten“, „Stressphysiologie“, „Reproduktion“ und „Populationsverbund“ realisiert (Abb. 5).

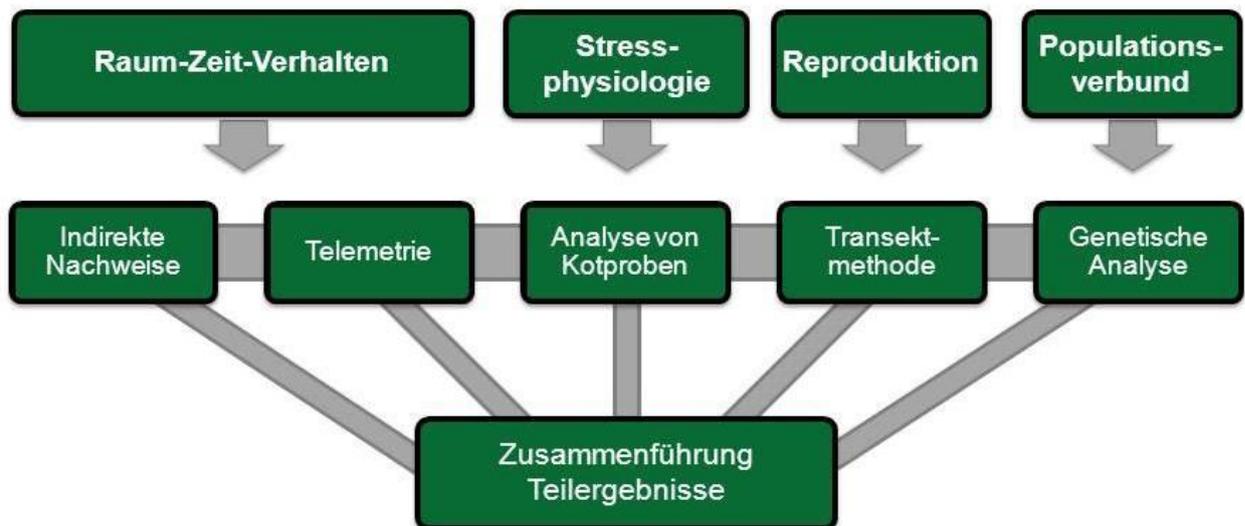


Abb. 5: Forschungsmodule des Projekts.

Modul – Raum-Zeit-Verhalten:

Indirekte Nachweise, Lebensraumanalysen, Sichtbarkeitsanalyse

Ein Teil des Forschungsmoduls „Raum-Zeit-Verhalten“ beinhaltet die Aufnahme indirekter Nachweise von Auerhühnern und die Kartierung des Lebensraumes. Im Projektverlauf wurden diese Methoden um die Entwicklung einer Analyse der Sichtbarkeit von WEA im Wald ergänzt.

- Nachweiskartierung im Stichprobenraster
- Habitatkartierung alle 3 Jahre
- Sichtbarkeitsanalyse und -verifizierung
- Status: in Arbeit

To Do:

- Die Aufnahmen werden wie geplant weiter durchgeführt

Im Rahmen des Projekts wurden und werden indirekte Auerhuhn-Nachweise (Federn, Losung, Huderstellen, Sichtungen, etc.) und verschiedene Parameter des Habitats auf systematischen Stichprobenkreisen nach standardisierten Methoden erfasst, um Informationen über die Raum-Zeit-Nutzung der Vögel jeweils in den WEA-Projektgebieten sowie in den entsprechenden Referenzgebieten zu erhalten. Die Aufnahmen folgen dabei dem BACI-Prinzip (Before-After-Control-Impact), d.h. (1) sowohl vor als auch nach dem Bau von WEA und (2) parallel in Projekt- und Referenzgebieten.

Im Rahmen des Projekts wurden bisher in sieben Untersuchungsgebieten mit jeweils einer Referenzfläche 13411 Probekreise systematisch erfasst und 2575 Auerhuhn-Nachweise dokumentiert.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass viele der Gebiete über mehrere Jahre wiederholt kartiert wurden, daher handelt es sich bei den genannten Zahlen um die Gesamtzahl der über die Jahre untersuchten Probekreise.

Um mögliche Effekte der WEA auf die Raumnutzung von Auerhühnern umfassender erklären und interpretieren zu können, wurden zusätzlich zu den Nachweiskartierungen und Lebensraumanalysen auch Modellierungen der Sichtbarkeit der WEA in Abhängigkeit von Geländeform und Waldbestockung gestartet. Die Ergebnisse der ersten Modellierungsversuche werden zurzeit im Gelände anhand ausgewählter Stichprobenpunkte hinsichtlich ihrer Plausibilität und Interpretierbarkeit hin überprüft; die Resultate dieser Überprüfung stehen noch aus.

Die Methodik der Kartierung indirekter Nachweise und der Habitate ist in unserem Projekt als besonders bedeutsam anzusehen, da diese Methoden in allen Untersuchungs- und Referenzgebieten gleichermaßen gut angewendet werden können. Da durch diese Arbeiten eine gute Vergleichbarkeit der Gebiete gewährleistet ist, wurden die Aufnahmen bisher in allen Gebieten im Schwarzwald und Österreich durchgeführt. In dem 2016 neu mit aufgenommenem Untersuchungsgebiet in Schweden sind diese Aufnahmen für 2017 und 2018 vorgesehen.

Modul – Raum-Zeit-Verhalten: Telemetrie

Um die Wirkungen von WEA auf das Verhalten von Auerhühnern zu untersuchen, werden in Gebieten mit guten Auerhuhnvorkommen und projektierten WEA-Standorten Auerhühner gefangen und mit GPS-Sendern ausgestattet. In den Jahren 2014 und 2015 fanden viele Termine und Besprechungen zur aktuellen Technik, zur exakten Definition der zu untersuchenden Fragestellung und zur geplanten Umsetzung statt. Das beinhaltete auch zahlreiche Sender-Tests, Kalibrierungsstudien und Besenderungs-Übungen in enger Zusammenarbeit mit externen Expert*innen. Jedoch sowohl im Schwarzwald als auch in den ausgewählten österreichischen Untersuchungsgebieten ergaben sich unvorhersehbare Hindernisse für die Realisierung dieses Forschungsmoduls (v.a. mangelnde Akzeptanz von Seiten der lokalen Akteure, z.T. lang andauernde, außerordentliche Genehmigungsverfahren mit deutlich eingeschränkten Fangzeiten, so dass keine Besenderung vor Errichtung der WEA möglich war). Infolgedessen wurde nach alternativen Untersuchungsmöglichkeiten gesucht.

- Erste Fangversuchung in einem bestehenden Windpark
- Verhaltensklassifizierung und Senderkalibrierung an Gehegetieren
- Status: in Arbeit

To Do:

- Die Aufnahmen an Gehegetieren werden wie geplant weiter durchgeführt
- Fang von Auerhühnern und Telemetrie ab April 2017

Schweden bietet hervorragende Studienvoraussetzungen, da in den großen Waldgebieten eine hohe Auerhuhndichte vorhanden ist und der Windkraftausbau mit großer Geschwindigkeit vorangetrieben wurde und wird. Für das Forschungsprojekt konnte Anfang 2016 die Grimsö Wildlife Research Station (Forschungsinstitut der Swedish University of Agricultural Sciences, SLU) als

Partner vor Ort gewonnen werden. Durch die hervorragende Zusammenarbeit mit den schwedischen Kolleg*innen wurden innerhalb kürzester Zeit Studiengebiete in der Region Dalarna gefunden. Um eine sichere Datenaufnahme zu gewährleisten, die nicht von den Unwägbarkeiten der Bauplanung abhängig ist, wurde mit den wissenschaftlichen Partnern beschlossen, den primären Fokus auf das Control-Impact Design zu legen. Aktuell laufen die Vorbereitungen für den Fang der Auerhühner im Windpark ab April 2017, eine Genehmigung liegt vor. Durch die Telemetrie werden mit Hilfe von Aktivitätsmodulen in den GPS-Sendern detaillierte Daten nicht nur zum Aufenthaltsort sondern auch zum Verhalten der einzelnen Vögel übermittelt. Ergänzend zu diesem Forschungsschwerpunkt werden in Schweden auf den Control-Impact-Flächen auch Daten im Bereich der weiteren Forschungsmodule aufgenommen.

Modul – Stressphysiologie: Analyse von Kotproben

In diesem Modul wird untersucht, ob bei Auerhühnern, die im Bereich von WEA leben, ein erhöhter Stresshormonlevel (Corticosterioide) in der Losung nachgewiesen werden kann. Dies wäre ein Indikator für eine Wirkung von WEA, die einerseits nicht offensichtlich oder durch die Untersuchung des Raum-Zeit-Verhaltens beurteilt werden kann und andererseits als „Negativwirkung“

beurteilt werden muss, da ein erhöhter Stresshormonlevel zu einer konditionellen Schwächung führen kann. Zur Ermittlung des Levels wurde und wird jeweils im Winter vor Beginn der Balzphase Auerhuhn-Losung unter genau definierten Bedingungen gesammelt, möglichst umgehend tiefgefroren und bei -20°C gelagert. Die Aufnahme der Proben erfolgt in den Untersuchungsgebieten mit WEA und in der korrespondierenden Anzahl an Referenzgebieten ohne WEA. Bis dato wurden 1194 Kotproben gesammelt und auf Stresshormon-Abbauprodukte analysiert. Diese Proben sind differenziert nach dem Bauzeitpunkt und der Entfernung zur WEA gesammelt worden und ermöglichen entsprechende Auswertungen. Demzufolge werden auch nach dem Bau der Windräder weiterhin Kotproben gesammelt, um den Einfluss der Windenergieanlagen auf die Stresshormonlevels zu untersuchen.

- Probensammeln
- Probenaufbereitung und -analyse
- Auswertung der ersten Daten
- Status: in Arbeit

To Do:

- Die Aufnahmen werden wie geplant weiter durchgeführt

Modul – Reproduktion

Um eine etwaige Wirkung von WEA auf die Reproduktion von Auerhühnern zu erfassen, wurde und wird der Reproduktionserfolg in Auerhuhn-Verbreitungsgebieten im Schwarzwald mit und ohne WEA anhand der etablierten Methode nach Dr. Karl-Eugen Schroth über Transektzählungen quantifiziert.

- Transekt-Methode Schwarzwald
- Aufnahme von Reproduktionsnachweisen ohne Transektbegänge Österreich
- Direkte Reproduktionsnachweise über Vorstehhunde entlang von Transekte in Schweden
- Status: in Arbeit

To Do:

- Die Aufnahmen werden wie geplant weiter durchgeführt

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurde die Methode im Schwarzwald als geeignet eingestuft, ließ sich dann aber in der Folge nicht unmittelbar auf österreichische Verhältnisse übertragen. Daher wurde und wird in den österreichischen Untersuchungsgebieten erfolgreiche Auerhuhn-Reproduktion ausschließlich auf der Basis von Sichtbeobachtungen während der Nachweiserhebungen dokumentiert. In fast allen Gebieten konnte bisher vor der Errichtung der Windenergieanlagen Reproduktion nachgewiesen werden.

In Skandinavien wird die Erhebung von direkten Reproduktionsnachweisen der Rauhfußhuhnarten traditionell mit entsprechend ausgebildeten Vorstehhunden durchgeführt. Die Expertise der schwedischen Kollegen wird hier für das Studiengebiet genutzt, um in kürzester Zeit effektiv die deutlich größeren Flächen untersuchen zu können. Die erste Saison konnte im August 2016 mit knapp 50 direkten Reproduktionsnachweisen (Kontrollfläche und Windpark zusammen) erfolgreich abgeschlossen werden. Um die Chancen der Vergleichbarkeit zwischen allen Untersuchungsgebieten im Projekt zu erhöhen, gibt es aktuell Überlegungen diese Methode ebenfalls im Schwarzwald bzw. Österreich anzuwenden.

Modul – Populationsverbund: Genetische Analysen

In den stark fragmentierten Auerhuhn-Lebensräumen in Zentraleuropa ist die Vernetzung einzelner, verbliebener Teil-Lebensräume durch Korridore von fundamentaler Bedeutung für das Überleben von Auerhuhn-Populationen. Im Schwarzwald wurden diese Korridore durch eine Analyse der genetischen Struktur der Gesamtpopulation identifiziert und werden mittlerweile bei der Bewertung von WEA-Standorten berücksichtigt. Die Korridore zeigen jene Bereiche auf, die für den Populationsaustausch zwischen den Teilgebieten die günstigsten Bedingungen aufweisen. Es ist jedoch unklar, inwieweit diese Korridore (noch) funktionsfähig sind. Mit Hilfe von genetischen Methoden sollen daher individuelle Verwandtschaftsbeziehungen in ausgewählten, durch Korridore verbundenen, Teilpopulationen rekonstruiert und rezente Dispersionsereignisse identifiziert werden. Für die genetischen Analysen wurden in den Jahren 2013-2016 sowohl Losung im Winter als auch Federn im Sommer gesammelt. Insgesamt konnten bis zum aktuellen Zeitpunkt 1978 Proben im Schwarzwald zusammen getragen werden, wovon 1536 Losungsproben und 437 Federn sind. Durch eine Masterarbeit 2014/2015 wurde ein systematisches Subsampling entwickelt, wodurch die Anzahl der gesammelten Proben ohne Informationsverlust reduziert werden könnte. Nach diesem Prinzip wurden 1429 Proben zur genetischen Analyse im Labor ausgewählt. Fertig bearbeitet sind davon bereits 1155 Proben. Hiervon konnten bisher 220 Tiere individuell

identifiziert und ihr Geschlecht bestimmt werden. Viele der Individuen wurden dabei nicht nur einmal sondern mehrfach beprobt. Aus diesen Häufigkeiten können somit Bewegungsmuster, einzelne Dispersions-Ereignisse sowie Populationshochrechnungen für einzelne Gebiete durchgeführt werden. Zurzeit werden im Labor weitere 274 Proben aus dem Winter 2015/2016 analysiert. Der aktualisierte Datensatz aus den vier Jahren wird zeigen, wie viele Individuen über diesen Zeitraum ihre Aufenthaltsräume veränderten und möglicherweise dabei die Korridore nutzten. Dabei sollen Informationen über einen Gebietswechsel nicht nur durch direkte Bewegungen beobachtet sondern auch über Verwandtschaftsbeziehungen berechnet werden. Die endgültigen Ergebnisse sowohl der genetischen wie auch aller anderer Untersuchungen werden erst mit Ende des Projekts, nach Zusammenschau aller Methoden, interpretiert und kommuniziert werden.

- Schwarzwaldweit 1978 Proben gesammelt
- 1155 Proben im Labor fertig bearbeitet
- Status: in Arbeit

To Do:

- 274 weitere Lösungsproben werden analysiert
- Daten der Federfunde werden integriert

Untersuchungsgebiete

Da sich die Auerhuhnpopulation in Baden-Württemberg am Rand ihrer langfristigen Überlebensfähigkeit befindet, ist die Errichtung von WEA in Kernlebensräumen weder naturschutzrechtlich noch für reine Forschungszwecke vertretbar. Somit könnte unter ausschließlicher Heranziehung von Untersuchungsgebieten in Baden-Württemberg keine ausreichende Stichprobengröße erreicht werden. Für das vorliegende Projekt ist es infolgedessen unumgänglich, Daten in anderen Auerhuhn-Verbreitungsgebieten (Österreich, Schweden) zu erheben und in die Auswertungen mit einzubinden. Da der Erhaltungszustand der Auerhuhnpopulation in diese Gebieten günstiger ist als im Schwarzwald, werden hier auch in Auerhuhn-Kernlebensräumen Windenergieanlagen errichtet. Die größere Bandbreite an Untersuchungsgebieten sollte überdies gewährleisten, dass unterschiedliche Situationen simultan berücksichtigt werden, fallstudienpezifische Charakteristika im Datenpool jedoch eine geringere Folgelastigkeit besitzen und so allgemeingültige Ergebnisse angestrebt werden, die mehr als nur kleinräumig valide Aussagen für einzelne Vorkommen zulassen.

Als Grundanforderung für das vorliegende Projekt wurde ursprünglich eine Mindestanzahl von zehn Untersuchungsgebieten angestrebt. Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete wurden folgende Anforderungen geprüft:

- potenzieller Lebensraum für das Auerhuhn und rezente Vorkommen
- projektierte WEA mit guten Realisierungschancen spätestens bis 2017, um in der Projektlaufzeit die entsprechenden Aufnahmen machen zu können
- Verfügbarkeit benachbarter, möglichst gleichartiger Referenzgebiete
- Möglichkeit von Vorher-Nachher-Erhebungen
- Zustimmung durch Grundeigentümer und lokale Akteure

Auf Basis dieser Entscheidungskriterien werden im Schwarzwald sowie in Österreich (Steiermark und Kärnten) und Schweden (Dalarna) folgende Gebiete (WEA-Gebiet/Referenzgebiet) im Projekt

untersucht: (1) Hornisgrinde/Diebaukopf, (2) Gschasikopf/Martinskapelle, (3) Hochpürschting /Teufelstein, (4) Herrenstein/Edelriegel, (5) Kuchalm/Pöschacherwald, (6) Rosskogel/Veitsch, (7) Pretul/Hocheck, (8) Jädraås/Ånglarna. Die Untersuchungsgebiete in Schweden wurden nach Abstimmung im Projektbeirat (18.11.2015) über notwendige Projektanpassungen (Gehegeversuch oder „Ersatz“ von Untersuchungsgebieten aufgrund noch nicht erteilter Genehmigungen / Rechtsstreitigkeiten durch Gebiete in Schweden) ausgewählt. Im WEA-Gebiet Pretul fanden die „Vorher“-Erhebungen in einer bereits vorliegenden Studie statt. Das auf Grund sehr guter Lebensraumverhältnisse zunächst angedachte Untersuchungsgebiet Giessbacherkopf/Unterer Habsberg im Schwarzwald musste wegen der geringen Nachweisrate von Auerhühnern wieder aus dem Untersuchungsrahmen herausgenommen werden.

Die in der Machbarkeitsstudie herausgefilterten zehn Untersuchungsgebiete sind nicht alle zu realisieren, da die Bearbeitung unter einem Genehmigungsvorbehalt der Anlagen steht. Die Untersuchungen machen nur dann einen Sinn, wenn die WEA spätestens im Jahr 2017 realisiert wird. Aufgrund von nicht vorhersehbaren Einsprüchen und Rechtsstreitigkeiten ist bei einigen ursprünglich ausgewählten Untersuchungsgebieten eine Genehmigung in dem beschriebenen Zeitraum sehr in Frage gestellt. Daher mussten für die Projektdurchführung Alternativen geprüft und ausgewählt werden. Bei den jetzt ausgewählten Gebieten sind die WEA schon gebaut worden oder derzeit im Bau oder eine Genehmigung für einen Bau spätestens bis 2017 wahrscheinlich.

Zusammenstellung Untersuchungsgebiete, Stand: November 2016

Untersuchungsgebiet	Land	WEA/REF	Bisherige Erhebungsjahre	WEA Status	Anzahl WEA	Typ WEA	Gesamthöhe
Hornisgründe	BW/D	WEA	(2012) 2014-2016	2015 (repowering)	1	Enercon E-70	120m
Diebaukopf	BW/D	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Gschasikopf	BW/D	WEA	2013-2016	2017-2018?	in Planung 5		
Martinskapelle	BW/D	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Giessbacherkopf	BW/D	WEA	2014	Unsicher	in Planung 2		
Unterer Habsberg	BW/D	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Hochpürschtling	STMK/A	WEA	2012-2016	2012	9	REpower MM92	146m
Teufelstein	STMK/A	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Herrenstein	STMK/A	WEA	2013-2016	2016	Baubeginn Herbst 2016, in Planung 6	Enercon E-92	144m
Edelriegel	STMK/A	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Kuchalm	K/A	WEA	2013-2015	Unsicher	in Planung 8	Avantis AV 928	
Pöschacherwald	K/A	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Roskogel	STMK/A	WEA	2014-2015	Unsicher	in Planung		
Veitsch	STMK/A	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Pretul	STMK/A	WEA	2006, 2011, 2016	In Betriebnahme Frühjahr 2017	in Planung 14	Enercon E82	119m
Hocheck	STMK/A	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Jädraås	Dalarna / S	WEA	2016	2011	66 Anlagen, 50 weitere Anlagen in Planung	Vesta V90	175m
Ånglarna	Dalarna / S	REF		n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Tab. 1: Einstufung des Zeitplans bzw. der Realisierungschancen der einzelnen Untersuchungsgebiete (WEA = Windenergieanlage, REF = Referenzgebiet, WEA Status: Bau realisiert/in Bau befindlich = sicher, Realisierung bis 2017 auf Grund von Genehmigungsverfahren/Förderungsausschüttung fraglich = unsicher). BW = Baden-Württemberg, STMK = Steiermark, K = Kärnten, D = Deutschland, A = Österreich, S = Schweden.

grüne Farbe: Vorher-Nachher-Erhebungen in den Untersuchungsgebieten liegen voll innerhalb des geplanten Zeitrahmens

orange Farbe: Vorher-Nachher-Erhebungen in den Untersuchungsgebieten innerhalb des geplanten Zeitrahmens fraglich (Bau 2017) oder Genehmigung des Projekts innerhalb des geplanten Zeitrahmens fraglich

rote Farbe: Untersuchungsgebiet nicht (mehr) relevant für Gesamtprojekt

Zeit- und Kostenplan

Wie in Tabelle 1 dargestellt, liegen die Aufnahmen in den Untersuchungsgebieten im Zeitplan, in einem Teil der Studiengebiete liegen bereits jetzt sowohl Vorher- als auch Nachher-Daten vor. In drei Studiengebieten haben sich in der Zwischenzeit Unsicherheiten bezüglich des Errichtungsdatums der WEA ergeben (z.T. auf Grund von Förderungsperioden, Genehmigungsverfahren), die außerhalb der Wirkungs- und Planungskompetenzen der Projektleitung liegen. Um die geschilderten Verzögerungen auszugleichen oder aufzufangen gibt es mehrere Möglichkeiten:

1. Ausweichen auf andere Untersuchungsgebiete: dies wurde soweit irgend möglich schon gemacht (neue Gebiete in Österreich, neue Gebiete in Schweden).
2. Reduktion der Untersuchungsgebiete mit einer gegenüber dem ursprünglich verfolgten Ansatz geringeren Untersuchungstiefe: dies ist im vorgesehenen Untersuchungszeitraum alternativlos, da alle Möglichkeiten des Ausweichens auf andere Gebiete schon genutzt wurden.
3. Änderung / Erweiterung von Methoden: um die Vergleichbarkeit der Gebiete sicherzustellen, die weit auseinander liegen und teilweise völlig andere Lebensraumbedingungen aufweisen, wurden weitere Methoden etabliert (Ermittlung Reproduktionserfolg über den Einsatz von Vorstehhunden).
4. Verlängerung des Projektzeitraums: wenn die ursprünglich angestrebte Zahl von zehn Untersuchungsgebieten realisiert werden sollte, dann müsste das Projekt verlängert werden.

Den Hauptteil des Projektbudgets nehmen neben Material- und Reisekosten vor allem Personalkosten ein. Da die Organisation und Durchführung der vielen Feldarbeiten sehr ressourcenintensiv ist, sind jeweils zusätzlich Praktikant*innen im Gelände für die Aufnahmen unterwegs. Um die Qualität der Aufnahmen sicherstellen zu können, werden alle Feldmitarbeiter und -Mitarbeiterinnen regelmäßig intensiv in der Methodik der Aufnahmen geschult. Zudem wird im Anschluss nach der Feldsaison eine Qualitätskontrolle durchgeführt. Hiermit kann sichergestellt werden, dass die Datenerhebung auch zwischen unterschiedlichen Jahren standardisiert durchgeführt wird. Bis dato haben im Schwarzwald 16 verschiedene Feldmitarbeiter*innen kartiert, in Österreich waren es bislang 18 Personen. In Schweden wird mit lokalen Expert*innen zusammengearbeitet, zudem waren hier insgesamt sechs Feldmitarbeitende für die bisherigen Aufnahmen verantwortlich.

Abgesehen von den oben beschriebenen Herausforderungen bei den Unsicherheiten bzgl. Realisierung einzelner Windenergiestandorte (d.h. Untersuchungsgebiete) liegt das Projekt sowohl im Zeit- als auch im Kostenplan. Die „Einsparungen“ durch die Reduktion der Untersuchungsgebiete ermöglichen die Einbeziehung von weit entfernt liegenden Gebieten (Schweden) und die Anwendung ergänzender Methoden.

Resümee

Aus Sicht der Projektkoordination kann zusammengefasst werden, dass das Projekt bisher so gut verläuft, dass über die Anwendung der einzelnen Module und Methoden die gesteckten Projektziele erreicht werden können. Die hierfür notwendigen Aufnahmen wurden und werden laut Planung durchgeführt, die Schulung und Koordination der Feldarbeitenden funktioniert reibungslos und daher konnten bisher viele Daten erhoben werden. Die Zusammenarbeit mit den verschiedenen Forschungs- und Kooperationspartnern in Deutschland, Österreich und Schweden läuft trotz der räumlichen Distanz sehr gut.

Entscheidend werden die Aufnahmen aber in der zweiten Hälfte der Projektlaufzeit sein, da dann die WEA errichtet sind und erst dann ihr Einfluss auf das Raum-Zeit-Verhalten und das Stress-Niveau festgestellt werden kann. Die Projektanpassungen, die aufgrund von unsicheren bzw. versagten WEA-Genehmigungen notwendig waren, verfolgen das Ziel, eine ausreichende Datenbasis zu schaffen, um eine Gesamtbeurteilung der Wirkung von WEA auf Auerhühner bei Projektabschluss zu ermöglichen. Aufgrund der geschilderten Zusammenhänge wird noch deutlicher, dass eine im Vergleich zum bisherigen Kenntnisstand bessere Beurteilung erst möglich sein wird, wenn alle Forschungsarbeiten und Auswertungen abgeschlossen sind.

Nicht zuletzt sei nochmals darauf hingewiesen, dass das Forschungsprojekt von Anfang an als ergebnisoffen konzipiert und kommuniziert wurde. Aufgrund der konflikträchtigen Thematik war und ist es sehr wichtig, dass die Ergebnisse wissenschaftlich erarbeitet und in ihrer Entstehung transparent gemacht werden. Um diesen Prozess zu begleiten und um für eine große Transparenz zu sorgen, wurde auch der Projektbeirat gegründet. Über die Homepage wird das Projekt auch in die Öffentlichkeit transferiert und dadurch eine Transparenz sichergestellt.

Da das Forschungsprojekt immer wieder bei aktuellen WEA-Genehmigungen und den begleitenden Diskussionen erwähnt und häufig missverständlich interpretiert wird, sei abschließend nochmals auf Folgendes hingewiesen: Die Erstellung von fachlichen Einschätzungen im Rahmen von Genehmigungsverfahren ist an der FVA streng von der Durchführung des Forschungsprojekts getrennt. Die fachlichen Einschätzungen erfolgen jeweils nach einheitlichen, klaren und transparenten Kriterien, die auf dem Aktionsplan Auerhuhn und den bisherigen Kenntnissen beruhen. Die dafür verwendeten Standards und Beurteilungsgrundlagen sind veröffentlicht und jedem zugänglich. Erst nach Abschluss des Forschungsprojekts werden dessen Ergebnisse dahingehend interpretiert werden müssen, ob die bisherigen Beurteilungsstandards beibehalten oder geändert werden müssen.

5.5 Monitoring Empfehlungen

Fachliche Empfehlungen zur Erfassung von Auerhühnern und deren Lebensraum

Konzipiert für den Schwarzwald – übertragbar auf andere Regionen...



Autoren: Judith Ehlacher^{1*}, Joy Coppes¹, Katharina Lehmann¹, Ursula Nopp-Mayr², Rudi Suchant¹

¹Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt
Baden-Württemberg
Abt. Wald & Gesellschaft
Arbeitsbereich Wildtierökologie
Wonnhaldestr. 4, 79100Freiburg
[*judith.ehlacher@forst.bwl.de](mailto:judith.ehlacher@forst.bwl.de)

Institut für ²Universität für Bodenkultur Wien
Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)
Gregor-Mendel-Straße 33
1180 Wien

Inhaltsverzeichnis: Monitoring Empfehlungen

1.	Einleitung	3
2.	Voraussetzungen und Ziele	4
3.	Biologie des Auerhuhns	5
4.	Methoden der Auerhuhn-Erfassung	10
	A 1 - Stichprobenkreise	15
	A 2 - Transektbegehung	18
	A 3 - Balzplatzmonitoring	22
	A 4 - Reproduktionsnachweis	25
	Vergleich der Methoden zur Arterfassung	29
5.	Habitatkartierung und -bewertung	30
	H 1 - Stichprobenkreise	31
	H 2 - Waldbestands-Kategorien	37
	H 3 - Quadratanalyse	39
	Vergleich der Methoden zur Habitatkartierung	43
6.	Erfassung sonstiger Einflussgrößen	44
	Windenergieanlagen	44
	Freizeitaktivitäten	45
	Prädatoren	46
7.	Empfehlungen	47
	7.1 Aus fachlicher Sicht empfohlene Aufnahmen in Abhängigkeit von der Gefährdung	47
	7.2 Aufnahmen im Jahresverlauf	48
	Literatur und weiterführende Informationen	50
	Anhang	54
	I. Begriffserklärung	54
	II. Schätzhilfen	55
	III. Aufnahmebögen und Feldformulare	57

Der Gesamte Bericht „Fachliche Empfehlungen zur Erfassung von Auerhühnern und deren Lebensraum“ ist bisher nur Intern und noch nicht veröffentlicht worden.

5.6 Zusätzliche Abbildungen zur Analyse der indirekten Nachweise

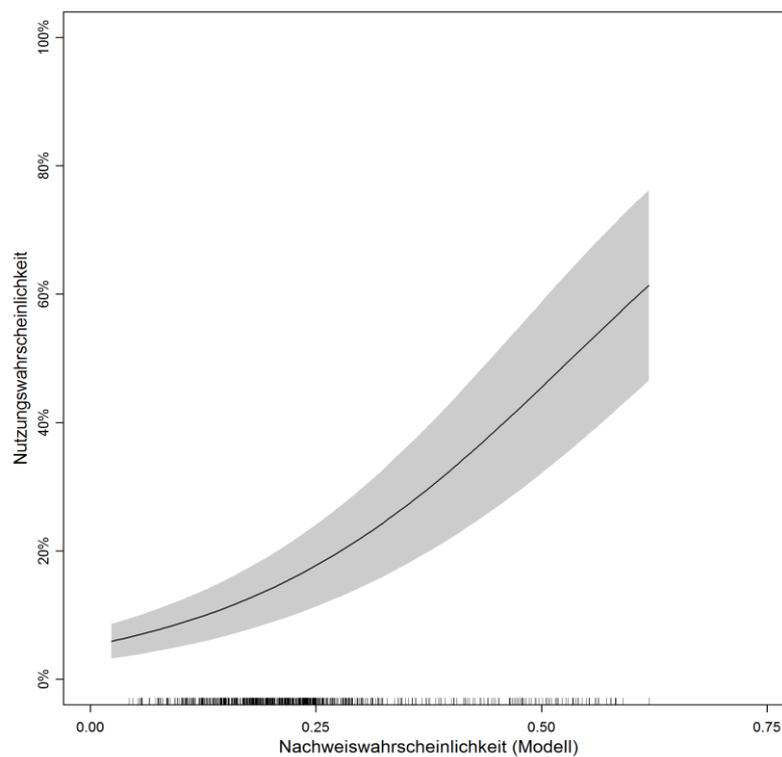


Abbildung VII.1: Effekte der vorhergesagten Lebensraumeignung („Nachweiswahrscheinlichkeit“) auf die Wahrscheinlichkeit der Nutzung einer Fläche durch Auerhühner. Alle anderen Prädiktoren wurden für die Visualisierung auf den Mittelwert gesetzt.

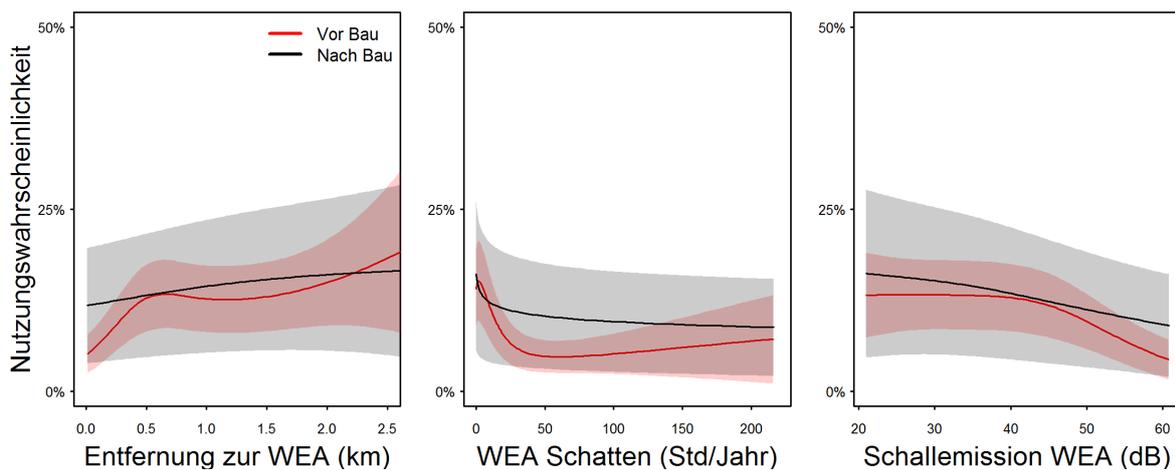


Abbildung VII.2: Effekte der WEA-Prädiktoren auf die Wahrscheinlichkeit der Nutzung einer Fläche durch Auerhühner in der Analyse der indirekten Nachweise vor und nach Bau der WEA. Alle anderen Prädiktoren wurden für die Visualisierung auf den Mittelwert gesetzt.